

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE  
Přírodovědecká fakulta  
katedra fyzické geografie a geoekologie

Studijní obor: Geografie a kartografie



Eva CHMELÁŘOVÁ

## **Fragmentace horského tropického lesa v oblasti Kedjom-Keku (Kamerun)**

Fragmentation of mountain tropical forest in Kedjom-Keku area (Cameroon)

*Bakalářská práce*

Praha 2012

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně a že jsem všechny použité zdroje řádně citovala. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu. Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci knihovny.

V Praze dne 13. srpna 2012

.....

Eva Chmelařová

**Poděkování:**

Ráda bych poděkovala vedoucímu práce RNDr. Dušanu Romportlovi, Ph.D. za věnovaný čas, zkušenosti a cenné rady a připomínky, které velkým dílem přispěly ke vzniku bakalářské práce. Za rady v oblasti sociogeografického výzkumu děkuji Mgr. Janě Kubelkové. Své rodině děkuji za podporu během celého studia.

## **Zadání bakalářské práce:**

### *Název práce*

Fragmentace horského tropického lesa v oblasti Kedjom-Keku (Kamerun)

### *Cíle práce*

Rešerše problematiky hodnocení fragmentace krajiny a jejího vývoje s ohledem na specifika rovníkových zemí. Zhodnocení geografických aspektů vývoje krajiny Kamerunu s důrazem na současné trendy jejího využití. Analýza současné míry fragmentace tropického lesa v oblasti Kedjom-Keku.

### *Použité pracovní metody, zájmové území, datové zdroje*

Rešerše dostupné literatury zabývající se problematikou fragmentace krajiny a jejím vývojem s ohledem na specifika rovníkových zemí. Klasifikace současného stavu lesa s využitím satelitních snímků Google Earth. Kvantitativní analýza míry fragmentace horského tropického lesa v oblasti Kedjom-Keku pomocí krajinných metrik s využitím specializovaných nástrojů (Patch Analyst, GUIDOS, resp. FRAGSTATs).

Datum zadání: 10. 12. 2011

Jméno studenta: Eva Chmelařová

Podpis studenta: .....

Jméno vedoucího práce: RNDr. Dušan Romportl, Ph.D.

Podpis vedoucího práce: .....

## **Fragmentace horského tropického lesa v oblasti Kedjom-Keku (Kamerun)**

### **Abstrakt**

V mnoha tropických rozvojových zemích vede tlak rostoucí populace a zvyšující se potřeba zemědělské půdy k výrazné fragmentaci původních lesních porostů. K fragmentaci dochází tehdy, když ze souvislé lesní vegetace vznikne několik menších plošek navzájem oddělených odlišným prostředím. Tento krajinný proces pro mnoho druhů organismů zvyšuje riziko vyhynutí, vystavuje zbytkové plošky lesa změněným abiotickým i biotickým podmínkám a zasahuje do rozptylových a migračních vzorců rostlin i živočichů porušováním konektivity stanoviště. Z druhově a endemicky bohatého horského mlžného lesa v Kedjom-Keku na severozápadě Kamerunu dnes vlivem lidské činnosti zbývají poslední izolované fragmenty. Analýza satelitních snímků oblasti potvrdila vysokou fragmentaci horského tropického lesa. Mezi lety 2003 a 2010 došlo na většině studovaného území k dalšímu úbytku lesní vegetace i vnitřního prostředí plošek.

**Klíčová slova:** fragmentace, tropický les, hodnocení, Kamerun

## **Fragmentation of mountain tropical forest in Kedjom-Keku area (Cameroon)**

### **Abstract**

In many tropical developing countries, the pressure of growing population and increasing demand for agricultural land result in substantial fragmentation of forests. Fragmentation occurs when large continuous forest is broken into a number of smaller patches isolated from each other by a distinct vegetation type. This landscape process increases the probability of extinction for many species, opens up forest patches to altered abiotic and biotic conditions and also affects dispersal and migration patterns of species through destroying habitat connectivity. The last isolated fragments remain from species and endemic rich mountain misty forest in Kedjom-Keku area on the Northwest of Cameroon due to human encroachment. The analysis of satellite images of the area acknowledged high degree of mountain tropical forest fragmentation. There appeared a loss of forest habitat and even a loss of forest core area on the major part of study area between 2003 and 2010.

**Keywords:** fragmentation, tropical forest, assessment, Cameroon

# Obsah

<b>Seznam obrázků a příloh .....</b>	<b>7</b>
<b>1 Úvod .....</b>	<b>8</b>
1.1 Struktura a cíle práce.....	9
<b>2 Fragmentace krajiny .....</b>	<b>10</b>
2.1 Fragmentace .....	10
2.2 Teoretické přístupy ke studiu fragmentace .....	12
2.3 Faktory prostředí ovlivňující fragmentaci .....	13
2.4 Dopady fragmentace .....	14
2.5 Geografické aspekty fragmentace.....	18
2.5.1 Fyzickogeografické aspekty.....	18
2.5.2 Sociogeografické aspekty.....	19
2.6 Fragmentace tropického lesa.....	22
2.6.1 Fragmentace tropického lesa v Kamerunu .....	24
2.7 Hodnocení fragmentace .....	24
2.7.1 Vybrané krajinné metriky .....	26
<b>3 Metody a data .....</b>	<b>34</b>
3.1 Zájmové území .....	34
3.1.1 Fyzicko-geografická charakteristika území .....	35
3.2 Mapové podklady.....	37
3.3 Postup zpracování dat .....	37
<b>4 Výsledky a diskuze.....</b>	<b>39</b>
<b>5 Závěr .....</b>	<b>46</b>
<b>Seznam použité literatury .....</b>	<b>47</b>
<b>Přílohy .....</b>	<b>55</b>

## Seznam obrázků

Obr. 1	Schematické znázornění procesu krajinné fragmentace . . . . .	10
Obr. 2	Dopady fragmentace prostředí na rostlinné druhy . . . . .	15
Obr. 3	Stádia vývoje okraje lesa . . . . .	16
Obr. 4	Průměrná velikost plošky a počet plošek . . . . .	27
Obr. 5	Poloha zájmové oblasti. . . . .	34
Obr. 6	Fragmentovaná krajina Kedjom-Keku. . . . .	36
Obr. 7	Satelitní snímky území Kedjom-Keku. . . . .	37
Obr. 8	Lesní fragmenty v Kedjom-Keku v letech 2003 a 2010 . . . . .	39
Obr. 9	Změna rozlohy lesa v Kedjom-Keku mezi lety 2003 a 2010 . . . . .	40
Obr. 10	Základní krajinné metriky pro území Kedjom-Keku v roce 2010 . . . . .	42
Obr. 11	Vnitřní prostředí lesních fragmentů v Kedjom-Keku v letech 2003 a 2010 . . . . .	43
Obr. 12	Změna rozlohy vnitřního prostředí lesa v Kedjom-Keku mezi lety 2003 a 2010 . . . . .	44

## Seznam příloh

Příloha 1	Dotazník pro farmáře v Kedjom-Keku. . . . .	55
-----------	---	----

# 1 Úvod

Tropický les je vývojově nejstarší ekosystém na Zemi, charakteristický vysokou biodiverzitou a komplexitou ekologických vazeb (Laurance 1999b). Ačkoli pokrývá jen přibližně 7 % pevniny, odhaduje se, že hostí minimálně polovinu všech rostlinných a živočišných druhů, pravděpodobně však mnohem více (Myers 1988). Obrovský význam zachovaných porostů tropického lesa však nespočívá pouze ve vysoké míře druhové rozmanitosti. Tropické lesy udržují stabilitu vodního režimu, zabraňují masivní půdní erozi, díky evapotranspiraci představují nepostradatelný faktor regionálního klimatu a na globální úrovni mohou výrazně akumulovat atmosférický uhlík (Laurance 1999b).

V současné době však dochází k vyčerpávání tropických lesů v ohromujícím tempu (Laurance a Bierregaard 1997). Úbytek lesa vede k jeho fragmentaci, tedy k redukci velikosti a narůstání izolovanosti zbytkových lesních plošek. Například v Amazonii představuje rozloha lesa postižená různými důsledky fragmentace okolo 150 % samotné odlesněné plochy (Laurance a Williamson 2001). Na procesu fragmentace tropických lesů má stále větší podíl lidská činnost. Trvalý růst populace, vypalování lesa za účelem získání zemědělské půdy (tzv. *slash-and-burn agriculture*), průmyslová těžba dřeva a dalších lesních zdrojů, výstavba dopravní sítě, nadměrný lov, samozásobitelské farmaření nebo šíření lidmi založených požárů patří k nejvýznamnějším příčinám narušování kontinuálních lesních porostů a vzniku malých izolovaných plošek. V současné době se objevuje velké množství vědecké literatury zabývající se dopady fragmentace na různé lesní druhy, například ptáky (Manu a kol. 2007), hmyz (Leal a kol. 2012) nebo rostliny (Olotu a kol. 2012). Přibývají empirická ověření negativních efektů fragmentace původního prostředí na mnoho druhů organismů a možného podstatného přispívání k regionální a globální ztrátě biodiverzity (Harris 1984, Saunders a kol. 1991). V souvislosti s tím, jak se fragmentovaná krajina stává dominantní geografickou strukturou v celém tropickém pásu od střední Ameriky a Karibiku přes západní Afriku až po jihovýchodní Asii (Laurance 1999a), vzrůstá potřeba zkoumat nejen dopady fragmentace tropického lesa na jeho ekologické a ekosystémové funkce a struktury, ale i příčiny této fragmentace nebo možnosti její kvantifikace a aplikace získaných poznatků v konzervační ekologii.

Kedjom-Keku je oblast v pohoří Bamenda Highlands na severozápadě Kamerunu, kde se v současné době nacházejí poslední zbytky horského mlžného lesa tohoto pohoří. Bamenda Highlands jsou typické vysokým stupněm endemismu napříč všemi skupinami organismů. Na druhou stranu zde dochází k intenzivní přeměně původního horského mlžného lesa na zemědělskou krajinu. Vlivem vysokého přírůstku obyvatel, daného jak vysokou porodností, tak i migrací z přelidněných měst a vesnic stále výše do hor, a neefektivního využívání půdy pro zemědělské a pastevecké účely, došlo za posledních sto let k rychlému úbytku původního lesa. Ze souvislého porostu unikátního



vysokohorského tropického deštného lesa zůstaly malé izolované fragmenty, nejčastěji na strmých svazích, které se nehodí pro pěstování zemědělských plodin ani pastvu dobytka.

V zájmovém území Bamenda Highlands již několik let probíhá ornitologický výzkum vedený Katedrou ekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy. Výzkum se zabýval vlivem fragmentace tropického mlžného lesa na diverzitu a abundanci ptačích druhů (Hořák a kol. 2010) a na predaci umělých ptačích hnízd. Použití geografických metod při studiu fragmentace tamějšího tropického lesa přispěje ke kvantifikaci jejího rozsahu, posouzení vývoje fragmentace i k identifikaci faktorů prostředí, které ovlivňují úbytek původního krajinného pokryvu, a může tak obohatit existující ekologicky zaměřené výzkumy o důležité informace.

### **1.1 Struktura a cíle práce**

První část práce má charakter rešerše dostupné literatury zabývající se problematikou fragmentace krajiny a zejména fragmentace lesních porostů v tropických oblastech. Přes existenci velkého množství vědeckých článků týkajících se fragmentace se nejedná o lehký úkol. Naprostá většina studií totiž zkoumá vliv rozdělování souvislých porostů do malých plošek na populaci jedné nebo více taxonomických skupin rostlin či živočichů (Wickham a kol. 2000). Obecné aspekty procesu fragmentace jsou v literatuře diskutovány výjimečně. Stejně tak je nedostatečně prozkoumán vztah člověka a fragmentace a faktory, kterými se lidé na pokračující fragmentaci krajiny podílejí (Butler a kol. 2004). Rešeršní část práce se pokouší stručně shrnout teoretické přístupy užívané ke studiu fragmentace krajiny, faktory a dopady tohoto procesu, jeho širší geografické aspekty a metody hodnocení.

Analytická část práce zahrnuje zmapování současného stavu fragmentovaného horského mlžného lesa v oblasti Kedjom-Keku a jeho vývoje v posledních letech na základě dostupných satelitních snímků tohoto území. Míra fragmentace lesního porostu je kvantifikována metodou krajinných metrik s pomocí specializovaného nástroje Patch Analyst.

V závěrečné části práce jsou shrnuty výsledky zhodnocení fragmentace lesního porostu v zájmovém území a diskutovány některé problémy a omezení, které při zpracování tématu vyvstaly. Zároveň obsahuje návrh možných navazujících otázek a metod výzkumu.

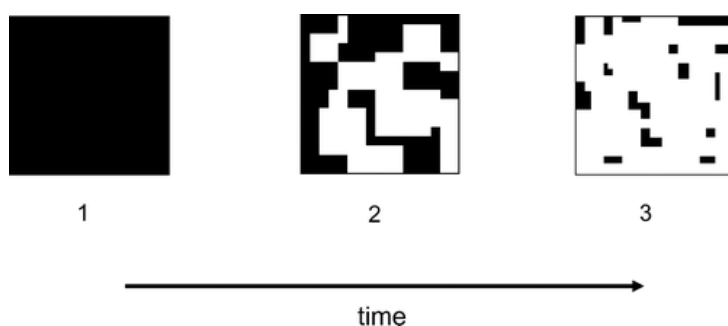
Práce má dva hlavní cíle: (1) rešerše problematiky fragmentace krajiny a jejího hodnocení s důrazem na fragmentaci tropického lesa, (2) analýza současné míry fragmentace horského mlžného lesa v Kedjom-Keku a jejího vývoje.

## 2 Fragmentace krajiny

Následující část obsahuje rešerši problematiky fragmentace původní krajiny, zejména lesních porostů. Shrnuje význam pojmu fragmentace v krajinné ekologii, základní teoretické přístupy ke studiu, faktory hrající roli při samotném procesu fragmentace, ekologické a ekosystémové dopady, specifika fragmentace tropických lesů a možnosti kvantifikace procesu. Dále nastiňuje některé geografické aspekty problematiky, a to jak ve fyzicko-geografické sféře, tak ve vztahu k socioekonomickým jevům.

### 2.1 Fragmentace

Fragmentace prostředí představuje od 70. let minulého století až dosud významné téma mnoha studií zabývajících se ekologií, krajinnou architekturou a plánováním a ochranou přírody a krajiny. V krajinně-ekologické literatuře se pojem fragmentace používá ve velmi obecném a širokém významu pro celou škálu krajinných procesů a změn (Lindenmayer a Fischer 2006). Pod termínem fragmentace lesa si lze obecně představit veškeré procesy narušující kontinuitu souvislého lesního porostu, které jsou v současné době velmi silně ovlivňovány lidskou činností. Li a Reynolds (1993) definují fragmentaci lesa jako „procesy zvyšování počtu krajinných složek, ubývání vnitřního prostředí, nárůst rozsahu okraje lesa nebo rostoucí izolovanost zbytkových lesních plošek“. Lindenmayer a Fischer (2006) nahrazují slovo *fragmentation* termínem *subdivision*, který vysvětluje jako rozdělování jednoho velkého území na několik menších částí.



**Obr. 1: Schematické znázornění procesu krajinné fragmentace.** Postupně dochází k úbytku plochy původního typu krajinného pokryvu (černá barva) a narůstá izolovanost jeho zbytků (Fahrig 2003).

Fragmentace krajinného pokryvu zahrnuje dva procesy krajinné transformace a to ztrátu habitatu a jeho izolaci (Collinge 1996), jak je schematicky znázorněno na obr. 1. Jiný přístup popisuje čtyři parciální procesy: redukce plochy původní vegetace, nárůst počtu plošek, zmenšení jejich

velikosti a růst izolovanosti. Důležité je uvědomit si, že fragmentace nezpůsobuje jen ztrátu rozlohy původního lesa, ale tím, že vytváří malé izolované plošky, mění i charakter zbývajících lesa (Fahrig 2003).

Řada autorů nicméně termín fragmentace krajiny volně zaměňuje se samotnou ztrátou původního biotopu, která je jen jednou z částí procesu fragmentace. Ve většině krajín bude pro zde žijící druhy organismů hrát právě celková plocha vhodného habitatu (tj. ztráta původního prostředí) nejdůležitější roli. To platí především pro oblasti s relativně vysokým podílem zachovaného původního vegetačního typu ( $> 30\%$ ). V tomto případě mohou být fragmenty malé, ale tím, že se nachází blízko u sebe, budou poskytovat dostatek prostoru pro jedince různých druhů. Uspořádání fragmentů je za této podmínky mnohem méně důležité, takže negativní důsledky dalších parciálních procesů fragmentace – zmenšování velikosti zbytkových plošek a nárůst jejich izolovanosti – se na složení původních druhů nemusí projevit, až dokud zbývá zhruba 10 – 30 % původního biotopu. Naopak v oblastech s vysoce fragmentovaným původním porostem vede další ztráta biotopu k exponenciálnímu růstu vzdáleností mezi zbytkovými ploškami a prostorové uspořádání fragmentů zde tedy hraje velmi podstatnou roli. Relativní podíl jednotlivých částí procesu fragmentace na dopadech zasahujících přítomné organismy se tak liší v krajinách s různou mírou fragmentace (Andrén 1994).

Ačkoliv řada vědců začala používat pojem fragmentace jako všezahrnující označení antropogenně podmíněných změn v krajině, které mají negativní dopady na biodiverzitu (Fahrig 2003), k fragmentaci lesních porostů dochází během celé historie vývoje krajiny a v tomto ohledu se tedy nejedná o proces výhradně vázaný na lidskou činnost. Mezi nejvýznamnější přírodní disturbance způsobující vznik lesních fragmentů z původně kontinuálního porostu patří požáry, povodně, sopečná činnost, hurikány a tornáda nebo přemnožení býložravého hmyzu (Forman a Godron 1993). V souvislosti s růstem počtu světového obyvatelstva v posledních dvou staletích se však tempo změn vegetačního pokryvu rapidně zvýšilo a nově vzniklá fragmentovaná struktura krajiny má často trvalejší charakter. Antropogenně podmíněné zásahy do souvislého lesa mají řadu podob. Může se jednat o liniové prvky typu výstavby silniční nebo inženýrské sítě, nebo prvky plošné, například odlesňování za účelem získání zemědělské půdy, selektivní těžba dřeva nebo šíření a růst zástavby (Tole 2006). Forman (1995) identifikoval pět hlavních způsobů, kterými člověk prostorově přetváří krajinu; jedním z nich je i fragmentace. Jako příklad uvádí zbytkovou vegetaci v krajině tvořené převážně pastvinami.

## 2.2 Teoretické přístupy ke studiu fragmentace

Při studiu fragmentace se uplatňují dvě základní ekologické teorie – teorie ostrovní biogeografie (MacArthur a Wilson 1967) a teorie metapopulací (Levins 1969). První zmiňovaný přístup se zabývá především vlivem velikosti a izolovanosti ostrovů (respektive krajinných plošek) na zastoupení druhů. Podle MacArthura a Wilsona (1967) je počet druhů obývajících oceánský ostrov pozitivně korelován s velikostí a negativně se vzdáleností ostrova od pevniny. Velké ostrovy mají nižší míru vymírání druhů, zatímco na ostrovech blíže kontinentu bude počet přítomných rostlinných a živočišných druhů zvyšován imigrací. Přestože se teorie soustředí na druhové složení společenstev oceánských ostrovů, podle autorů ji lze aplikovat i na krajinné plošky.

Teoretický rámec ostrovní biogeografie pro studii dopadů fragmentace lesa na ptačí druhy v Marylandu použili v sedmdesátých letech Whitcomb a kol. (1981). Zaměřili se na druhové množství a přítomnost jednotlivých druhů ptáků v závislosti na velikosti fragmentu. Výsledky potvrdily, že v malých ploškách listnatého lesa žije daleko méně běžných druhů, málo druhů vnitřního prostředí, ale velký počet těch, které preferují okrajové stanoviště. V malých fragmentech rovněž migrující druhy ptáků tvoří výrazně menší podíl na hnízdící populaci než v souvislých rozsáhlých porostech. Platnost teorie ostrovní biogeografie ve vysoce fragmentovaném prostředí ověřovali Lomolino a Perault (2008). V lesních fragmentech Washingtonu se však signifikantně neprokázal vztah mezi druhovou rozmanitostí nelétavých savců a velikostí nebo izolovaností plošek. Daleko významnější roli zde sehrál charakter okolní matrice. Krauss a kol. (2003) testovali ve středním Německu dynamiku motýlích komunit v závislosti na ploše a izolovanosti lučních fragmentů. Jejich hypotézy byly odvozeny z teorie ostrovní biogeografie: (1) druhová rozmanitost motýlů poroste s velikostí fragmentu a bude klesat s jeho izolovaností; (2) s rostoucí velikostí a klesající izolovaností fragmentu bude přítomno více imigračních druhů a méně druhů bude vymírat. Výsledky potvrdily platnost teorie, přičemž nejlépe předpokladům odpovídali habitatoví specialisté.

Druhá klíčová krajinně-ekologická teorie, teorie metapopulací, se soustředí na vzájemnou výměnu mezi prostorově oddělenými populacemi (Hanski 1998). Metapopulace označuje soubor lokálních populací propojených občasnou migrací jedinců. Na rozdíl od teorie ostrovní biogeografie se tak tento pohled neomezuje jen na migraci celých druhů. Ačkoliv jednotlivé populace vznikají, zanikají a dochází v nich ke kolísání počtu jedinců, metapopulace jako celek přetrvává (Collinge 1996). Podle tohoto modelu mohou metapopulace dlouhodobě přežívat i ve fragmentovaném prostředí.

Teoretický rámec dynamiky metapopulací použili například Moilanen a kol. (1998) při studiu regionálního úbytku amerických pištuchů (*Ochotona princeps*) v jedné části rozsáhlé sítě prostorově oddělených stanovišť v Kalifornii. Výsledky ukázaly, že tento pokles v počtu jedinců lze jednoduše vysvětlit procesy vymírání a kolonizace uvnitř metapopulace. Murphy a kol. (1990) aplikovali teorii

metapopulací při výzkumu kalifornského endemického druhu babočky (*Euphydryas editha bayensis*), zařazeného na seznam ohrožených druhů. Motýl se vyskytuje jen ve dvou metapopulacích ve fragmentech původních travnatých porostů, které mu poskytují jak potravu, tak rostliny vhodné k vývoji larev. Citlivost babočky ke každoročním výkyvům v množství srážek způsobuje, že lokální populace mohou být ohroženy vyhynutím, ale ohrožený druh přesto přežívá v metapopulaci propojené opakovanými rekolonizacemi. Platnost této teorie naopak nepotvrdila studie na přítomnost a hojnost jedinců 44 běžných druhů brouků ve fragmentech deštného lesa v Tasmanii (Driscoll a kol. 2010). Pouze jediný druh vykázal vztah mezi výskytem a velikostí fragmentu a jen málo druhů mělo rozložení podobné metapopulaci. Procesy migrace jedinců však přesto hrály podstatnou roli ve složení jednotlivých komunit.

Teorie ostrovní biogeografie i teorie metapopulací vycházejí obě z předpokladu, že plošky habitatu daného druhu či jedince jsou navzájem izolované nehostinnými ploškami. Dalšími důležitými předpoklady jsou, že jedinci každého druhu využívají jen jednu krajinnou plošku a každá ploška má svoji lokální populaci (Andrén 1994). Řada vědců v současné době upozorňuje na omezení aplikace obou teorií při studiu fragmentace krajiny právě kvůli některým zjednodušujícím výchozím předpokladům. I přesto je přínos teorie ostrovní biogeografie i teorie metapopulací, zejména v konzervační biologii (Laurance 2008), stále nesporný.

## **2.3 Faktory prostředí ovlivňující fragmentaci**

Při sledování dopadů fragmentace lesa na jeho ekologickou funkci je třeba uvažovat řadu faktorů. Existující studie se nejčastěji zabývají vlivem velikosti vzniklých plošek na přítomnost rostlinných či živočišných druhů (např. Hill a Curran 2001, Pimm a Raven 2000 nebo Tabarelli, Mantovani a Peres 1999) v souladu s teorií ostrovní biogeografie, případně vlivem tvaru fragmentů (Hill a Curran 2003). Dalšími charakteristikami lesních plošek, které ovlivňují ekologické procesy, jsou vzájemná propojenost či izolovanost, heterogenita nebo kvalita (Forman a Godron 1993). Propojenost fragmentů lesa koridory přirozené vegetace například usnadňuje pohyb rostlin a živočichů mezi jednotlivými ploškami a zmírňuje tak některé negativní efekty fragmentace (Collinge 1996, Debinski a Holt 2000).

Na fragmentaci krajiny nelze pohlížet jako na jednoduchý fenomén, který má bez ohledu na čas a místo vždy stejné dopady na ekologické procesy a organismy a stejný průběh. Je známo, že různé typy organismů odlišně reagují na rozdělení svého areálu do menších plošek, roli hraje geografický region, typ prostředí a mnoho dalších lokálních faktorů (Haila 2002). Debinski (2006) kritizuje přetrvávající schematickou představu krajinných fragmentů jako izolovaných ostrovů obklopených výrazně odlišnou, nehostinnou maticí, podporovanou teorií ostrovní biogeografie. Na

příkladem dlouhodobého výzkumu populací mravenců v lesních fragmentech v Amazonii dokládá význam typu okolní matrice. Zbytkové fragmenty lesa sousedící s ornou půdou či pastvinou budou vytvářet zcela odlišné životní prostředí než lesíky obklopené například savanou. Jiným důkazem vlivu okolního prostředí na biologické vlastnosti fragmentů je studie zbytkových částí lesa v městské a venkovské zástavbě ve státě New York. Bezobratlí půdní živočichové, kteří jsou klíčovými rozkladači živin v lesních ekosystémech, se v opadaném listí městského lesa vyskytovali v prokazatelně menším množství než v lesních ploškách obklopených vesnicí. V brazilském deštném pralese pak obsazovaly různé druhy ptáků plošky vzniklé vypálením lesa a zcela jiné druhy plošky vytvořené vykácením stromů. Druhotná vegetace obklopující fragmenty hrála v tomto případě významnější roli než jejich velikost (Collinge 1996).

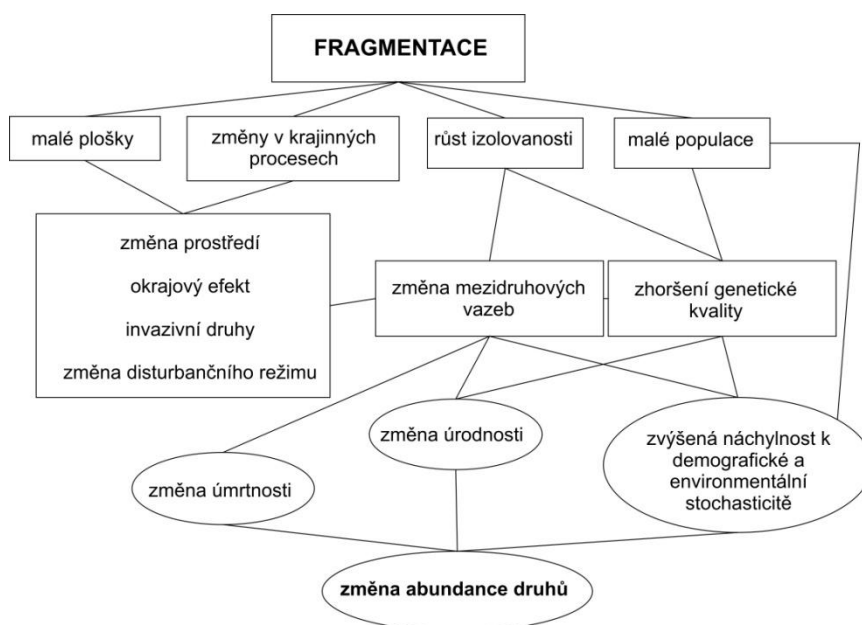
Mezi nejvýznamnější determinanty nehostinnosti okolní matrice pro lesní fragmenty patří zejména intenzita a historie využití půdy, četnost požárů, introdukce nepůvodních rostlinných a živočišných druhů a samotná struktura vegetace matrice. Příkladem takto výrazně nepřátelského okolí mohou být ohromné plochy plantáží cukrové třtiny a eukalyptu obklopující lesní fragmenty na severu Brazílie. Cílené vypalování a užívání herbicidů na plantážích představuje pro zbytky lesa značnou hrozbu a do budoucna dává malou šanci udržitelnosti těchto roztroušených lesních rezervací (Gascon a kol. 2000).

Přes všeobecnou shodu vědců na některých obecných ekologických efektech procesu fragmentace lesních porostů je tedy tento fenomén vždy potřeba zkoumat v kontextu specifických lokálních podmínek.

## **2.4 Dopady fragmentace**

Ačkoli je velmi obtížné oddělit fyzické a biotické dopady samotné fragmentace od ostatních změn probíhajících v krajině, některé zásadní efekty byly častokrát empiricky doloženy. Fragmentaci stanovišť provází významná ztráta druhů, jak dokládá například studie rapidního úbytku druhů ptáků, primátů, motýlů, mravenců a včel v izolovaných lesních fragmentech Brazílie (Lovejoy a kol. 1986). Mezi nejvíce ohrožené druhy přirozeně patří ptáci a velcí savci, kteří mají velké prostorové nároky, často v řádech tisíců hektarů. Ztráta těchto živočichů, jež mohou v krajině fungovat jako vrcholoví predátoři, herbivoři či roznašeči semen, dále naruší rovnováhu ekosystému a ohrožuje přežití i těch druhů, které zdaleka tolik prostoru k životu nepotřebují (Terborgh 1992). Ve fragmentovaném prostředí dochází k porušení migračních a rozptylových vzorců, redukci velikosti populací a následnému zhoršení kvality genofondu (Bierregaard a kol. 1992). S rozpadem lesa do menších částí souvisí také změna mikroklimatu, která se projeví nejvíce na okrajích lesa a může vést k poškození

či úplnému odumření stromů a průniku nelesních druhů do okrajových částí biotopu (Terborgh 1992). Schéma dopadů fragmentace krajiny na rostlinné populace znázorňuje obr. 2.

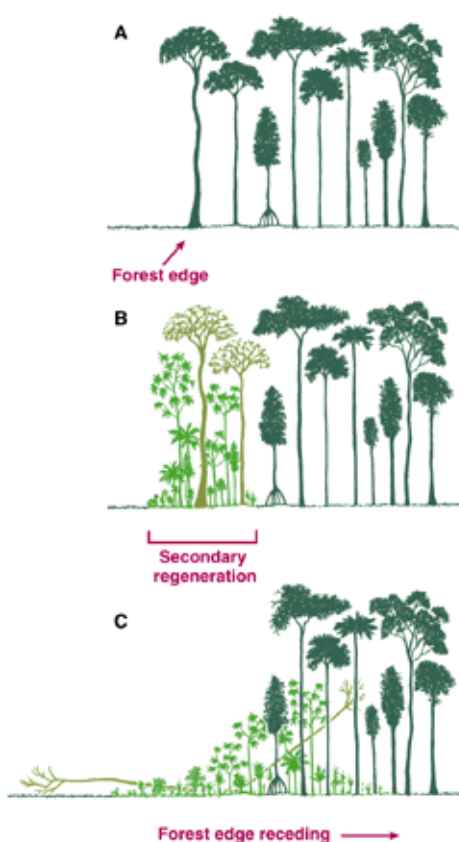


**Obr. 2: Dopady fragmentace prostředí na rostlinné druhy**  
(upraveno podle Lindenmayer a Fischer 2006).

Fragmentované plošky lesa mají v porovnání se souvislým lesním porostem mnohem menší poměr vnitřního prostředí k okraji a tento rozdíl je ještě výraznější s klesající velikostí plošek. S délkou okraje souvisí také tvar plošky, nejvyšší poměr vnitřního prostředí k okraji nalezneme u fragmentů přibližně kruhového tvaru, zatímco výrazně protáhlé plošky mohou být tvořeny třeba jen okrajem (Forman a Godron 1993). Fragменты lesa dříve spojené do souvislého areálu jsou vystaveny změněným fyzikálním podmínkám odlesněného okolí, což se právě u lesního biotopu projevívá vlivem dominantní vertikální struktury velmi výrazně. Okrajové části přijímají více slunečního svitu než vnitřek lesa, jsou vystaveny vyšším teplotám, nižší relativní vlhkosti a silnějšímu větru. Na okraji lesa se rovněž nejvíce projevuje lidská činnost (Collinge 1996). Všechny tyto faktory vedou k odlišnému druhovému složení a počtu druhů na okraji plošky – tzv. okrajovému efektu (*edge effect*). Tímto fenoménem se zabývá velké množství ekologických prací (např. Magura 2002 na broucích, Hanski a kol. 1996 na hnízdění ptačích druhů nebo Baez a Balslev 2007 na družích palem a mnoho dalších). Ze znalostí o okrajovém efektu vyplývá, že fragmentace krajinného pokryvu nejvíce ohrožuje druhy vázané na vnitřní prostředí, tzv. *interior species*. Naopak zvyšování podílu okraje může příznivě působit na některé nepůvodní rostlinné druhy, které jsou dobře adaptované na disturbance, a které tak mohou rozšiřovat svůj areál na úkor původní přirozené vegetace (Debinski a Holt 2000). Podobně mohou nově vzniklé stanoviště lesního okraje obsadit zvířecí druhy introdukované z okolí (př. včela

medonosná středoafriická, prasata) a vytlačit některé původní zvířecí druhy. Vysoký potenciál šíření invazivních druhů ve fragmentovaném lese je zdokumentován například na Havajských ostrovech nebo na jižní Floridě (Gascon a kol. 2000).

První snahy o ochranu biodiverzity se soustředily na maximalizaci délky okraje biotopů, protože převládal názor, že největšímu množství druhů vyhovují životní podmínky vytvořené okrajem a že sousedství dvou rozdílných prostředí zvyšuje druhovou rozmanitost (Leopold 1933). Současné studie však naznačují, že změny ve struktuře vegetace, populacích bezobratlých živočichů, predaci, hnízdním parazitismu a kompetici podél lesních okrajů vedly k poklesům v populacích některých obratlovců, kteří jsou závislí na podmínkách ve vnitřním prostředí lesa (McGarigal a Marks 1995).



**Obr. 3: Stádia vývoje okraje lesa.** A - bezprostředně po izolaci, B – fragment hraničící s méně nehostinnou matricí, C – fragment obklopený nehostinnou matricí (Gascon a kol. 2000).

Vývoj okraje lesa opět závisí na okolní matrici (obr. 3). Čerstvě vykácená plocha či linie vytvoří v lese ostrou hranici a vystaví okraj působení větru a slunečního svitu. V období následujícím po fragmentaci nahradí původní klimaxové rostlinné druhy (zejména stromy) na okraji druhy pionýrské, pro něž se zde vytvořily vhodnější životní podmínky. Po několika letech izolace dochází k obnově vegetace podél hranice a ve spodních patrech okraje lesa. Tam, kde fragment obklopuje méně



nehostinná matrice, se sekundární vegetace udrží, případně ještě rozšíří do matrice a vytvoří tak ochrannou zónu (*buffer*) proti nárůstu teploty a snížení vlhkosti na okraji lesa. Okrajová vegetace pak může pokračovat v procesu sukcese. Naopak v místech, kde je lesní fragment obklopen výrazně nehostinnou maticí, se regenerace lesního společenstva nezdaří, okraj postupně ustupuje stále hlouběji do lesa a je nahrazován rumištní křovinatou vegetací (Gascon a kol. 2000).

Naprostá většina vědeckých prací se shoduje na výrazně negativním vztahu mezi fragmentací a biodiverzitou. Uvažujeme-li však fragmentaci lesa jako takovou (tedy nezaměňujeme-li pojem fragmentace za plošnou ztrátu lesa), můžeme vysledovat jak negativní, tak i některé méně známé pozitivní efekty na druhovou rozmanitost (Fahrig 2003, Di Giulio a kol. 2009). Negativní dopady jsou způsobeny zejména příliš malou rozlohou plošek pro udržení lokální populace, někdy i pro teritorium jedince, takže u druhů, jež nedokážou překonat okolní matici, dochází k redukci velikosti populací a zvýší se riziko extinkce. Druhým důvodem je pak okrajový efekt. Řada ekologických článků se zabývá například zvýšenou hnízdní predací na okraji lesa (Chalfoun a kol. 2002).

Naopak některé pozitivní dopady fragmentace na biodiverzitu, v realitě však daleko méně často ověřené, se vysvětlují například úspěšnější konkurencí dvou druhů ve fragmentovaném prostředí nebo faktem, že značné množství druhů vyžaduje k životu více než jeden typ stanoviště. Například pro úspěšný životní cyklus hmyzu a obojživelníků je potřeba, aby dospělí jedinci opustili stanoviště, ve kterém vyrůstali, a následně se tam navrátili, aby nakladli vajíčka (Fahrig 2003). Druhovou diverzitu fragmentovaného lesa zvyšují druhy raných fází sukcese, druhy rozšířené z okolní matrice nebo stěhovavé druhy, například pěvci využívající okraj fragmentu jako koridor při svém migračním pohybu (Debinski a Holt 2000).

Olf a Ritchie (2002) zdůrazňují vliv prostorového měřítka při posuzování vztahu fragmentace prostředí a druhové rozmanitosti organismů. Fragmentace bývá při pohledu na malé území spojována spíše se zvýšenou biodiverzitou, protože heterogenita prostředí a zdrojů omezuje možnost jediného druhu vyhnat ostatní konkurenty. Na regionální úrovni převládají negativní efekty z důvodu narušení rovnováhy mezi mírami kolonizace a extinkce v zbytkových ploškách. Na největším prostorovém měřítku dochází opět k růstu druhové rozmanitosti. Kritická úroveň, na které negativní důsledky fragmentace převáží nad pozitivními, může být vyšší u větších živočišných druhů a druhů s větší mobilitou.

Fragmentace původního prostředí je přesto v současné době považována za nejvážnější hrozbu pro biodiverzitu (Wilcox a Murphy 1985) a významnou příčinu vymírání živočišných a rostlinných druhů (Collinge 1996). Vezmeme-li v úvahu i lidskou činnost v prostředí obklopujícím zbytky lesa (např. používání hnojiv a pesticidů, vysazování kulturních plodin, pastva hospodářských zvířat, průmyslová výroba nebo doprava), která může z dlouhodobého pohledu způsobovat větší

druhové ztráty než samotné vnitřní biologické procesy, stává se z fragmentace komplexní problém s obtížně předvídatelnými dopady na živou i neživou složku krajiny (Terborgh 1992).

## **2.5 Geografické aspekty fragmentace**

### **2.5.1 Fyzickogeografické aspekty**

Kromě výše popsaných negativních dopadů fragmentace původního prostředí na ekologické vazby a procesy - na druhové složení rostlinstva a živočichů, velikost populací, ztrátu druhů atp., jež vzbuzují největší zájem ekologicky orientovaných výzkumníků, s sebou fragmentace přináší neméně důležité změny ve fyzicko-geografické sféře. K nejvíce viditelným patří již zmiňovaná změna mikroklimatu na okrajích lesa; klesající teplota a rychlost větru a rostoucí relativní vlhkost vzduchu od nově vzniklého okraje směrem dovnitř lesní plošky byly empiricky doloženy již značným množstvím studií (např. Hobbs 1993, Giambelluca a kol. 2003).

Méně prozkoumaný je vliv fragmentace lesních porostů na klimatické a hydrologické charakteristiky celého regionu. Proces odlesňování globálně narušuje energetickou výměnu a koloběh živin mezi zemským povrchem a atmosférou tím, že mění fyzikální charakteristiky povrchu Země. Obecně vede kácení lesa ke zvyšování albeda a snižování rozdílu mezi přijímaným a odráženým slunečním zářením (radiační bilance). Návětrná strana lesní plošky je ovlivněna přenosem energie z vymýceného okolí. Vítr, který odtud fouká, je relativně teplý a suchý a zvyšuje tedy výpar na okraji lesa. Tento efekt je zřetelný v pásu několika desítek metrů od okraje (Giambelluca a kol. 2003). Veen a kol. (1991) došli ve svém článku k závěru, že regionální výpar může být vyšší v krajině s mnoha ploškami lesa (mnoho okrajů) v porovnání s krajinou, kde je les o stejné celkové rozloze uspořádán v několika rozsáhlých blocích. Podle Bierregaarda a kol. (1992) může změněná struktura lesa přímo ovlivnit evapotranspiraci a tím i regionální srážkový režim. Teoretický předpoklad naznačuje, že okraje lesa zasahované větrem z okolní krajiny s nižší vegetací či holou půdou budou vykazovat vyšší míru výparu díky přenosu energie a vyšší turbulenci větru. Relevantní empirická ověření tohoto předpokladu jsou však zatím nedostatečná, navíc většina studií zkoumá odlišné mikroklima na okraji lesa v rovinatém terénu, aby odstranila vliv georeliéfu, což je v mnoha oblastech v současné době nejčastěji skloňovaných v souvislosti s problémem fragmentace lesa (například JV Asie) velmi omezující (Giambelluca a kol. 2003).

Výzkum mikroklimatu a evapotranspirace na 12 hektarů velké ploše lesa ve Vietnamu, obklopené obdělávanou či již opuštěnou zemědělskou půdou, potvrdil vliv okolí na prostředí v plošce. Prokazatelně nejvyšší denní výpar byl naměřen na hranici lesa a okolní matrice. Na konci období

sucha zde půda obsahovala nejméně vody, což potvrzuje vyšší celkovou evapotranspiraci (Giambelluca a kol. 2003).

Fragmentace přirozeného prostředí v západoaustralském obilnářském pásu vedla k obrovským změnám ve vodním a větrném režimu, koloběhu organických látek a radiační bilanci. Odstranění trvalé vegetace snížilo evapotranspiraci a změnilo toky podzemní vody, následné zvednutí její hladiny způsobilo zasolení svrchních vrstev půdy, následkem volného pohybu větrů dochází ve velkém množství k půdní erozi. Všechny tyto krajinné změny dále negativně ovlivňují zbylé fragmenty původního porostu (Hobbs 1993).

Výzkumnou otázkou zasluhující pozornost je rozdíl v následcích známých klimatických jevů ve fragmentovaném a kontinuálním lese. Příkladem může být umírání stromů v centrální Amazonii během extrémního období sucha v roce 1997 způsobeném ENSO (El Niño Southern Oscillation). V době před, během a po neobvykle silném období sucha sbírali vědci data o mortalitě stromů ve vnitřním lese a na okraji, kde je ztráta stromů vyšší i za normálních okolností (Gascon a kol. 2000) vlivem mikroklimatických změn a turbulentních větrů (Laurance a kol. 1998). V době extrémního sucha se počet odumřelých stromů přirozeně zvýšil všude, ale signifikantně nejvíce do vzdálenosti 50 až 70 metrů od okraje (Laurance a Williamson 2001). Fragmenty lesa zde také obklopují typy vegetačního pokryvu v suchu lehce ohrožitelné požárem, jako je druhotný les nebo pastviny pro dobytek, které farmáři periodicky vypalují, aby zabránili šíření plevelu. Samotné fragmenty jsou rovněž snadněji vystavené ničivému působení požárů než souvislý les, protože na okrajích často rostou nízké byliny a leží zbytky mrtvých stromů. Laurance a Williamson (2001) v souvislosti s fragmentací lesa zmiňují pozitivní zpětnou vazbu na globální klimatickou změnu.

### **2.5.2 Sociogeografické aspekty**

Lidská činnost stále více zasahuje do struktury krajiny a způsobuje její fragmentaci a člověk žijící v určitém prostředí je poté zpětně tímto prostředím ovlivňován. Podle současných výzkumů jsou si lidské potřeby týkající se přírody podobné i v rozdílných kulturách a politických systémech (Matsuoka a Kaplan 2008). Efekty fragmentace na lidskou populaci se však až dosud v odborné literatuře diskutují velmi zřídka (Di Giulio a kol. 2009). Přítomnost fragmentů lesa přitom například v městském prostředí zvyšuje preferenci oblasti rezidenty a přispívá k jejich pocitu spokojenosti (Kaplan 2001). Matsuoka a Kaplan (2008) vymezili tři kategorie lidských potřeb přímo spjaté s přírodními elementy v krajině: estetická preference, kontakt s přírodou a rekreace. V tomto ohledu patří mezi člověkem ceněné hodnoty určité krajiny existence, kvalita a dostupnost přírodních plošek. Části přírodní krajiny, s kterými se člověk setká v dětství, následně bere jako normu, podle které

individuálně posuzuje degradaci životního prostředí. S každou následující generací se stav životního prostředí o něco zhorší, ale stejně tak se zhoršuje i tato norma (Kahn 2002).

S rostoucí urbanizovaností krajiny může růst i míra fragmentace (Wickham a kol. 2000) a klesat velikost přírodních fragmentů. Lidmi hustě osídlené oblasti jsou charakteristické malými ploškami navzájem izolovanými silnicemi a cestami, zástavbou nebo intenzivně obdělávanou zemědělskou půdou. Zbytkové fragmenty obývá málo živočišných a rostlinných specialistů a více kosmopolitních druhů a druhů s širokou ekologickou valencí, tzv. euryekních druhů. Hustě osídlené oblasti, zejména městské, mohou v ploškách vytvářet silný okrajový efekt (Di Giulio a kol. 2009). Výrazně negativní okrajový efekt způsobuje sousedící zemědělská půda a zástavba. Jeho následkem dochází ke změně druhové kompozice a ohrožení habitatových specialistů (Jokimaki a Huhta 2000, Chalfoun a kol. 2002). Časté vyrušování lidmi snižuje počet ptáků hnízdících jak v korunách stromů, tak při zemi. U některých ptačích druhů však byla vysledována naopak vyšší hnízdní hustota v městské zástavbě, zapříčiněná pravděpodobně využíváním potravních zdrojů z lidských obydlí, například odpadků (Di Giulio a kol. 2009).

Mezi nejvýznamnější příčinu fragmentace lesa způsobené člověkem patří změna využití krajiny (*land-use*). Nově vzniklá struktura často přetrvává po dlouhé časové období a je výrazně nepřátelská zbytkovým lesním fragmentům. Butler a kol. (2004) zkoumali míru fragmentace lesa ve státech Oregon a Washington na severozápadním pobřeží USA, způsobenou rozhodnutím o změně *land-use*, a její vztah k vybraným socio-ekonomickým a fyzicko-geografickým charakteristikám. Pro kvantifikaci fragmentace vytvořili syntetický ukazatel *forest fragmentation index* (FFI) ze tří krajinných metrik – podíl jiného než lesního pokryvu, podíl okraje a roztroušenost lesních fragmentů. Nejvyšší korelace dosahoval FFI s procentuálním zastoupením zemědělství a hustotou obyvatel v regionu. S rostoucím počtem obyvatel dochází k většímu rozvoji a rozšiřování jiného typu využití půdy na úkor lesa. Dále byl signifikantně prokázán záporný vztah ke sklonitosti terénu, vzdálenosti od centra nejbližšího města a podílem státem vlastněné půdy. Sklon půdy zvyšuje technologickou a finanční náročnost její úpravy pro bydlení i zemědělskou činnost, takže zde byl častěji ponechán původní les. Parcely vlastněné státem se zase vyznačují větší stabilitou a účinnější možností managementu a ochrany. Slabší vztah existuje mezi mírou fragmentace a blízkostí dálnice nebo průměrnými příjmy domácností (Butler a kol. 2004).

Silnice a dopravní stavby obecně představují jeden z nejvýznamnějších antropogenně podmíněných prvků fragmentace krajiny. Vysoká hustota dopravy v městské zástavbě je hrozbou pro migrující živočichy a způsobuje izolaci jednotlivých populací. Hitchings a Beebe (1997, 1998) doložili na příkladech skokana hnědého a ropuchy obecné menší velikost populací v urbánních zónách než ve venkovských oblastech. Městská matrice rovněž geneticky izolovala jejich lokální populace, což vedlo

k příbuzenskému křížení (inbreedingu). Negativní dopady přítomnosti silnic a cest však nemusí postihovat některé menší a málo mobilní živočichy (Di Giulio a kol. 2009).

Podle existujících studií postihují efekty fragmentace způsobené dopravními stavbami populace původních druhů ve čtyřech základních směrech: (1) ztráta stanoviště, (2) dopravní mortalita, (3) nedostupnost zdrojů a (4) rozdělení populace. Ztráta stanoviště může být buď přímá, pokud je původní vegetace odstraněna kvůli výstavbě silnice, nebo nepřímá, tam kde se kvalita zbylých fragmentů zhorší následkem dopravních emisí (hluk, světlo, škodlivé látky; Jaeger a kol. 2005).

Ročně na následky srážky s motorovým vozidlem umírá obrovské množství zvířat. Některé druhy zažívají populační úbytek způsobený dopravní mortalitou. Například v Nizozemsku ročně umře na silnicích až čtvrtina celkové zdejší populace jezevce lesního (Van der Zee a kol. 1992). Doprava limituje i velikost populací obojživelníků během jejich sezónní migrace mezi vodními a suchozemskými stanovišti (Di Giulio a kol. 2009).

Pro mnoho živočichů představují silnice bariéry v pohybu a zabraňují jim v přístupu ke zdrojům, jako je potrava nebo místa k páření a vychovávání potomků (Jaeger a kol. 2005). Tento dopad fragmentace přírodního prostředí silniční sítě nejsilněji postihuje druhy, které se cestám vyhýbají, které vyžadují rozsáhlý spojitý biotop a druhy migrující během různých fází svého životního cyklu na velké vzdálenosti za rozdílnými zdroji (Di Giulio a kol. 2009).

K rozdělení populací do menších izolovaných subpopulací přispívá jak zvýšená mortalita na silnicích a dálnicích, tak i nedostupnost zdrojů. Populace obývající stanoviště ohraničené silnicí bude s menší pravděpodobností získávat imigranty z okolí, což povede ke ztrátě genetické variability a příbuzenskému křížení. Navíc malé populace jsou více ohroženy zánikem než velké (Jaeger a kol. 2005). Snížení genetické diverzity potvrdily vědecké studie například u populací norníka rudého, skokana hnědého nebo střevlíka fialového (Gerlach a Musolf 2000, Reh a Seitz 1990, Keller a Largiader 2003).

Vysoce frekventované silnice a dálnice však mohou představovat bariéry i pro člověka. Jedná se o přetrvávající sociální problém v urbanizovaných oblastech, zejména v případech, kdy plány výstavby dopravní sítě ignorují potřeby pěších chodců. Silnice rozdělující ve městě komunity omezuje možnost sociální aktivity a komunikace mezi nimi (Guo a Black 2000). Rozdělení částí města dopravní sítí pociťují nejvíce lidé s omezenou mobilitou, staří lidé, děti školního věku a lidé bez osobního automobilu (James a kol. 2005). Hustá a vytížená dopravní síť velkoměst je také spojována se stresovými onemocněními (Di Giulio a kol. 2009).

## 2.6 Fragmentace tropického lesa

Tempo pokračující fragmentace tropických deštných lesů podnítilo v posledních letech velký zájem vědců o tuto oblast. Kromě mnoha článků v zahraničních odborných časopisech vyšly i dvě hlavní knižní publikace věnované přeměně souvislého lesního porostu na izolované fragmenty v tropických oblastech (Schelhas a Greenberg 1996, Laurance a Bierregaard 1997). Literatura zabývající se tímto tématem představuje širokou škálu různých přístupů, cílů a hypotéz. Liší se mezi sebou ve zvoleném taxonomickém druhu organismu, v typu lesa, v měřítku krajiny nebo v charakteru matrice obklopující zbytkové lesní plošky. Výzkumy pokrývají většinu tropických oblastí – nejvíce je zastoupena Jižní Amerika a Austrálie, ale řada studií byla provedena i v jihovýchodní Asii, Oceánii, Karibiku nebo na Madagaskaru. Nicméně výzkum fragmentace deštného lesa v kontinentální Africe zůstává nadále nedostatečný (Laurance a Bierregaard 1997).

I přes obrovskou rozmanitost článků se některé klíčové aspekty fragmentace tropických lesů velice často opakují. Prvním z nich je značný význam okrajového efektu ve zbytkových ploškách. Negativní okrajový efekt je v tropech zjevně mnohem silnější než v lesích mírného pásu (Fahrig 2003). Sizer a Tanner (1999) zkoumali v centrální Amazonii vliv vzniku okraje na dynamiku mladých stromků. Nejvýznamnějším krátkodobým efektem se ukázal být zvýšený nárůst nových semenáčků do 10 metrů od okraje, mnoho z nich patřilo k pionýrským druhům a jejich výskyt byl pravděpodobně přímo způsoben intenzivnější sluneční radiací. Semenáčky ve vzdálenosti do 10 m od okraje lesa měly také rychlejší růst, tento jev logaritmičsky klesal směrem do středu fragmentu. Zvýšená teplota a výpar byly naměřeny zhruba 50 m od okraje a se vzdáleností exponenciálně klesaly. Autoři nezaznamenali zvýšenou mortalitu stromů na okraji, což odporuje výsledkům jiného výzkumu ve fragmentech amazonského pralesa (Laurance a kol. 1998), kde mortalita a poškození stromů prudce stouply.

Okrajový efekt však postihuje i populace živočichů. Studie Carvalha a Vasconcelose (1999) potvrdila odlišné složení mravenčích druhů v závislosti na vzdálenosti od okraje lesa v brazilské Amazonii. Na druhou stranu s rostoucí vzdáleností od kraje nebyly prokázány žádné signifikantní změny v hustotě mravenišť nebo množství druhů; rozdíl v těchto charakteristikách se projevil jen mezi souvislým nepoškozeným lesem a fragmenty. Pozitivní okrajový efekt byl ve stejné lokalitě zaznamenán na druhové rozmanitosti motýlů (Brown a Hutchings 1997). Více propuštěného slunečního svitu do spodních pater deštného lesa umožnilo růst nových rostlin, což následně způsobilo o polovinu vyšší počet přítomných druhů motýlů v okrajových částech fragmentů. Okrajový efekt se projevuje také zvýšenou mírou predace ptačích hnízd. Tento jev byl potvrzen například na okrajích plošek nížinného deštného lesa v Malajsii (Cooper a Francis 1998).

Dalším významným aspektem fragmentace tropických lesů je propojenost plošek. Ačkoli jsou lesní fragmenty prostorově izolované, často mezi nimi probíhají pohyby živočišných i rostlinných

druhů (Laurance 1999a). Price a kol. (1999) se zabývali pohyby šesti ptačích druhů žijících se ovocem mezi malými ploškami monzunového lesa v australském Severním teritoriu. Na základě vztahů mezi přítomností ptáků a některých indikátorů izolovanosti mohli stanovit kritickou hodnotu konektivity fragmentů pro zachování těchto druhů v krajině. Izolovanost fragmentů deštného lesa v jihovýchodní Asii výrazně ovlivňuje druhové složení stromových pavouků. Desetakilometrová vzdálenost plošek jednoznačně zabraňuje imigraci, což vede k vytvoření málo druhově rozmanitých komunit, které v čase nevykazují žádný vývoj. Většina pavoučích druhů žijících ve zdejších původních lesích jsou habitatoví specialisté s omezenou schopností rozptylu, takže ztráta biodiverzity může zabránit jedině vysoký stupeň konektivity stanoviště (Floren a kol. 2011). Propojenost fragmentů tokem genů a ekologickými procesy má důležitou implikaci – pokračující úbytek lesních plošek způsobený tlakem ze strany lidí bude mít velmi pravděpodobně negativní dopady na zbylé populace s tím, jak se možnosti migrace jedinců budou snižovat (Laurance 1999a).

Poslední opakující se faktor ovlivňující proces fragmentace porostů tropických lesů je charakter okolní matrice. Vztah přítomnosti čtyř skupin živočichů (ptáci, malí savci, žáby a mravenci) v sousedícím prostředí a jejich náchylnosti k vymření v plošce zkoumali v centrální Amazonii Gascon a kol. (1999). Výsledky potvrdily, že druhy vyhýbající se matici mají tendenci v lesních ploškách ubývat či postupně úplně vymizet, naopak ty, které matici využívají, budou stabilní. Mesquita a kol. (1999) prokázali tamtéž signifikantní vliv okolního typu vegetačního pokryvu na mortalitu stromů na okrajích lesních fragmentů. Tyto a mnoho dalších studií zdůrazňují nutnost výzkumu a ochrany nejen samotných izolovaných fragmentů původního lesa, ale i je obklopující matrice.

Nejvíce fragmentovaný tropický deštný les se nachází v západní Africe a střední Americe, nejméně fragmentovaný pak podle očekávání v Amazonské pánvi. Podle výsledků studie fragmentace v 51 zemích, v nichž se nachází 83 % rozlohy světového tropického deštného lesa, je odlesňování spojeno především s vysokou hustotou venkovského obyvatelstva a významným podílem exportu zemědělských plodin na ekonomice země. Tento úbytek lesa vede ke vzniku vysoce fragmentovaného původního porostu. K rozdělování spojitých porostů do malých ostrůvků zjevně rovněž přispívá nízká míra gramotnosti. Obecně tedy k největší fragmentaci lesa v tropech dochází tam, kde nevzdělaní drobní vlastníci půdy mají jen velice málo jiných ekonomických příležitostí než vývoz zemědělských produktů a tak využívají veškerou dostupnou půdu pro pěstování kulturních rostlin a pastvu dobytka (Rudel a Roper 1997). Takto vzniklé plošky lesa se dále zmenšují a mizí pod tlakem populačního růstu tropických zemí, integrace do globální ekonomiky a vlivem slabé národní politiky. Ochrana zbývajících lesních plošek vedená shora – ze strany vlád či velkých nevládních organizací – se zdá být neefektivní a často i nemožná. Účinná konzervace prostředí musí vycházet od místních obyvatel, kteří jsou na něm přímo závislí (Schelhas a Greenberg 1996).

### 2.6.1 Fragmentace tropického lesa v Kamerunu

Středoafriický Kamerun měl v roce 2010 199 160 km<sup>2</sup> lesa, což představuje přibližně 42 % celkové rozlohy země. Úbytek lesních porostů mírně stoupnul z 0,9 % mezi lety 1990 a 2000 na 1 % v období 2000 – 2010 (State of the World's Forests 2011). Většinu lesních porostů tvoří souvislý nížinný deštný les na jihu země a podél Guinejského zálivu, v centrální části se nachází vysoce fragmentovaný nížinný deštný les a na severozápadě rovněž malé a izolované fragmenty horského tropického lesa Kamerunských hor (Sayer a kol. 1992). Tempo a stav fragmentace tropického lesa v Kamerunu však není jednoduché určit, protože zde na většině míst nedochází k úplnému vykácení lesa, spíše k zrychlující degradaci. Tu způsobuje především šíření požárů, zemědělství a selektivní těžba dřeva (Mertens a Lambin 2000). Horský tropický les ohrožují nejvíce právě požáry a vzrůstající potřeba zemědělské půdy. Následkem šíření ohně došlo k nahrazení významných ploch původního biotopu sekundární savanou (Sayer a kol. 1992). Nejvýznamnějšími původními příčinami fragmentace tropického lesa jsou populační růst (2,14 % v roce 2010; World Population Prospects, the 2010 Revision) a střídavé zemědělství (tzv. *shifting cultivation*; Sunderlin a kol. 2000).

Imbernon a Branthomme (2001) srovnávali fragmentaci prostředí na dvou místech v Kamerunu, v okolí malého města Ambam na jižní hranici státu s Gabonem a Rovníkovou Guineí a poblíž hlavního města Yaoundé, s pěti dalšími lokalitami v hlavních oblastech výskytu deštného lesa po celém tropickém pásu. Obě místa se navzájem velice liší, zatímco v Ambamu, jenž leží uprostřed rozsáhlého porostu nížinného tropického lesa v jižní části země, dochází k relativně nízkému úbytku tohoto biotopu, v lidnatém Yaoundé způsobuje antropogenní činnost masivní přeměnu lesa na kulturní krajinu. V Yaoundé tak byla vypočítána vůbec nejvyšší míra izolovanosti (*Proximity Index*), v Ambamu naopak nejnižší ze všech sedmi lokalit.

Podle analýzy satelitních snímků (Innocent a Dieudonne 2012) nezabránilo ani vyhlášení chráněného území Korup National Park v jihozápadním Kamerunu negativním zásahům lidské činnosti. Hodnocení krajinné struktury pomocí metrik ukázalo, že zde během prvních 14 let existence národního parku došlo k další fragmentaci, nárůstu počtu plošek a zvýšení heterogenity.

Ekologickými dopady fragmentace původních porostů tropického deštného lesa se v Kamerunu zabývali například Waltert a kol. (2005), Bonneaud a kol. (2009) nebo Awa a kol. (2009).

## 2.7 Hodnocení fragmentace

Fragmentace způsobuje v krajinné struktuře řadu změn, které mohou být kvantifikovány: úbytek plochy původního biotopu, nárůst délky okraje, zmenšení vnitřního prostředí, růst izolovanosti a počtu plošek a snižování jejich průměrné velikosti. Většinu těchto efektů lze odděleně



změřit, neexistuje však jediný ukazatel, který by postihl všechny aspekty fragmentace (Bogaert a kol. 2000). V praxi bývá často dílčí indikátor chybně používán jako komplexní míra fragmentace krajiny (Davidson 1998). Kvantifikace fragmentace je však zásadní pro přesnější stanovení jejích následků a pro vytvoření účinné strategie ochrany přírodního prostředí.

Davidson (1998) navrhuje dva způsoby řešení problému chybějícího celkového indexu fragmentace. Prvním z nich je vybrání jednoduchého ukazatele, který má v konkrétním případě nejvyšší vypovídací hodnotu. Tento postup vychází z předpokladu, že rozdílné druhy organismů budou zasaženy odlišnými aspekty fragmentace. Pro velkého a vysoce pohyblivého živočicha bude hrát faktor celkové plochy zbývajícího habitatu významnější roli než množství vnitřního prostředí nebo délka okraje. Naopak menší živočišný druh s nízkými prostorovými nároky může být více postihován izolovaností plošek (Lehmkuhl a Ruggiero 1991). Druhým způsobem může být použití více měr současně. Tento postup je vhodný zejména v případě, kdy zkoumáme integritu celého ekosystému, nikoli dopady fragmentace na specifický druh. Neexistuje však jednoznačný způsob, jak zkombinovat několik jednoduchých ukazatelů (krajinných metrik) do jednoho indexu fragmentace (Davidson 1998). O vytvoření vypovídajícího komplexního indexu fragmentace se pokusili například Bogaert a kol. (2000) nebo Jaeger (2000). Podle Davidsona (1998) je však vhodnější používat více jednoduchých měr odděleně než je kombinovat do jednoho ukazatele.

Jednoduchou a nejčastěji používanou metodou pro kvantifikaci fragmentace prostředí je užití různých druhů krajinných metrik, zahrnujících velikost plošky, hustotu plošek, počet plošek, variabilitu plošek, délku okraje, složitost tvaru, vnitřní prostředí, metodu nejbližšího souseda či rozmanitost (Butler a kol. 2004). Pomocí krajinných metrik je možné porovnávat míru fragmentace mezi několika odlišnými krajinami i její vývoj v jedné oblasti (Betts 2000), případně modelovat budoucí změny v krajině (Gustafson 1998).

Existuje celá řada způsobů klasifikace krajinných metrik. Zřejmě nejvýznamnější je rozlišení na metriky krajinné skladby a krajinného uspořádání (Betts 2000). Krajinná skladba se vztahuje k rozmanitosti a množství typů plošek bez ohledu na jejich prostorový charakter. Skladebné metriky tedy měří počet jednotlivých typů plošek, jejich poměrné zastoupení na rozloze a celkovou rozmanitost (Shannonův, příp. Simpsonův index rozmanitosti). Ačkoliv tyto metriky nejsou explicitně prostorové, mají významné prostorové efekty. Na druhé straně krajinné uspořádání se týká rozmístění plošek v prostoru, pozice nebo orientace krajinných fragmentů. Metriky uspořádání v krajině měří například tvar a kompaktnost plošek, vzdálenost k nejbližší plošce stejného typu (tzv. *nearest-neighbor distance*) nebo stupeň kontrastu podél okraje fragmentu (Leitão a kol. 2006). Jiným způsobem rozdělení metrik by mohlo být třídění na lineární, plošné a topologické. Lineární metriky představují například délka, šířka nebo tvar hranice fragmentu a přímo se vztahují k okrajovému efektu. Plošné míry zahrnují velikost plošek, typ plošek a jejich tvar. Topologické metriky se lépe hodí

k hodnocení celé krajiny než jednotlivých fragmentů. Patří sem relativní poloha plošek, koridorů a matrice – uspořádání krajiny (Baskent a Jordan 1995). Při kvantifikaci fragmentace metodou krajinných metrik hraje velkou roli měřítko. Hodnocení může být prováděno pro jednotlivé fragmenty (velikost, tvar, vzdálenost od okolních plošek), pro určitý biotop (rozložení velikosti plošek, průměrná vzdálenost mezi ploškami) nebo na úrovni krajiny (diverzita plošek, mozaikovitost; Betts 2000).

### 2.7.1 Vybrané krajinné metriky

Následující kapitoly představují některé často používané krajinné metriky vhodné k hodnocení fragmentace. U každé metriky je stručně naznačen její význam, možnosti aplikace a také některá omezení, která je třeba brát v úvahu při jejím užití.

#### **Velikost plošky (*Patch Size*)**

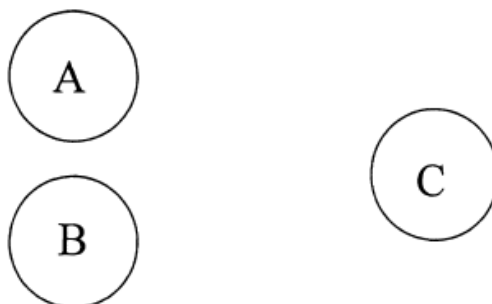
Jedním z nejjednodušších a intuitivních způsobů hodnocení fragmentace je výpočet velikosti plošek. Průměrná velikost plošky se často používá jako shrnutí velikosti fragmentů určitého typu v krajině. Ukazatel průměru však může být značně zavádějící vlivem nerovnoměrného rozložení hodnot. Například v oblasti, kde naprostá většina plošek bude menší než 1 hektar a pouze jeden fragment bude dosahovat velikosti 300 hektarů, ukazatel průměrné velikosti plošky neodpovídá skutečné struktuře krajiny. Z tohoto důvodu se doporučuje průměr nahradit rozložením četností velikostí, směrodatnou odchylkou, rozptylem nebo mediánem. Přes velký význam této metriky může být její použití problematické v krajině s obtížně identifikovatelnými fragmenty (Betts 2000). Plošky ve většině přírodních prostředí se vyznačují spíše postupným gradientem změny než ostře ohraničeným přechodem (Gustafson 1998), ale v krajině fragmentované lidskou činností lze hranice jednotlivých plošek identifikovat snadněji. Vnímání toho, co ještě tvoří danou plošku, se taktéž může výrazně lišit v závislosti na druhu organismu.

Jestliže počet fragmentů ve dvou různých krajinách je stejný, ale jedna z nich má menší průměrnou velikost plošky, pak může být považována za více fragmentovanou (Leitão a kol. 2006). Vypočtením rozložení velikostí plošek lze mimo jiné určit, jaké procento z nich nesplňuje prostorové nároky určitého živočišného druhu (Betts 2000).

#### **Počet plošek (*Patch Number*) a hustota plošek (*Patch Density*)**

Počet plošek je závislý na velikosti posuzovaného území, proto bývá při srovnávání nahrazen ukazatelem hustoty plošek. Obě metriky ukazují na aspekt dělení porostu na více menších částí, což

má implikace v řadě ekologických procesů. Například v jednom velkém spojitém areálu pravděpodobně přežije více druhů než v mnoha malých fragmentech o stejné celkové rozloze (Forman a Godron 1993). Význam indikátoru počtu plošek je graficky znázorněn na obr. 4.



**Obr. 4: Průměrná velikost plošky a počet plošek.** Plošky A, B a C mají stejnou rozlohu. Dojde-li k zániku jedné plošky, průměrná velikost plošky v krajině, ale i velikost vnitřního prostředí a jeho poměr k okraji zůstávají stejné (Davidson 1998).

Větší počet plošek stejného typu může v krajině snižovat riziko ztráty vlivem disturbancí jako přemnožení škůdců, vichřice nebo povodeň. Míra počtu plošek může sloužit jako náhrada za počet subpopulací obývajících určitý typ habitatu, které ovlivňují dynamiku a přežití metapopulce (Hanski a Gilpin 1991). V tomto případě opět větší množství fragmentů snižuje riziko druhové ztráty z konkrétní plošky (Leitão a kol. 2006).

Počet plošek nebo jejich hustota samy o sobě poskytují velmi limitovanou interpretaci krajiny, protože neobsahují žádnou informaci o velikosti, prostorovém rozložení a izolovanosti fragmentů.

#### **Tvar plošky (*Shape*)**

Tvar plošky představuje jednu z charakteristik krajinného uspořádání. Jedná se o obtížně kvantifikovatelný faktor fragmentované krajiny a k jeho vyjádření existuje více možných metrik (Betts 2000). Často používaný index tvaru vyjadřuje poměr obvodu dané plošky k obvodu plošky s nejjednodušším tvarem o stejném obsahu, to znamená, že rastrová data vztahuje ke kruhové plošce, vektorová ke čtverci. Hodnota indexu u jednoduše tvarovaných fragmentů se blíží 1, s rostoucí geometrickou složitostí se zvyšuje. Na rozdíl od jiného ukazatele tvaru, poměru obvodu k ploše, se index tvaru nemění s velikostí fragmentu, což umožňuje srovnání mezi velikostně rozdílnými ploškami (Leitão a kol. 2006).

Tvar silně ovlivňuje rozsah interakce plošky se sousedícím prostředím, zejména okrajový efekt a procesy probíhající přes hranici plošky. Čím složitější má ploška tvar, tím delší okraj a větší podíl vegetace tímto okrajem ovlivněné. Fakt, že mnoho nepříznivých vlivů fragmentace lesa na zde žijící organismy se přímo vztahuje k negativnímu okrajovému efektu, dává charakteristikám tvaru podstatný význam. Mezi procesy probíhající přes hranice fragmentu, ovlivněné jeho tvarem, patří energetické a materiálové toky a pohyb organismů (Leitão a kol. 2006). Studie prováděná ve fragmentech borovicového a jalovcového lesa obklopených stepí na severu Nového Mexika ukázala, že u hodně zakřivených okrajů klesal pohyb býložravců podél těchto okrajů a naopak rostl pohyb přes hranici (Forman 1995). Podobně výzkum sukcese na rekultivovaných povrchových dolech zaznamenal několikanásobně více mladých stromků na transektech přilehlých ke konkávní hranici než na těch u konvexní (Hardt a Forman 1989), což potvrzuje snazší a intenzivnější šíření semen přes složitější zakřivený okraj.

Limit použití indexu tvaru představuje jeho necitlivost vůči morfologii plošky. Dva odlišně tvarované fragmenty budou mít stejnou hodnotu indexu, pokud jejich obvod a plocha budou stejné. Z tohoto důvodu je vhodné využívat index spíše jako ukazatel celkové složitosti tvaru plošky (Leitão a kol. 2006). Rastrová a vektorová data budou rovněž vykazovat jiné hodnoty indexu, u rastrových dat navíc také velmi záleží na rozlišení (Betts 2000).

### **Metriky okraje**

Metriky okraje představují míry množství okraje a stupně kontrastu. V krajině hraje celkové množství okraje důležitou roli v mnoha ekologických fenoménech, zejména prostřednictvím okrajového efektu, proto bývají při studiu fragmentace metriky okraje klíčovými zdroji informací (McGarigal a Marks 1995). Celkový okraj (*Total Edge*) je absolutní délka okraje všech fragmentů stejného typu. Hustota okrajů (*Edge Density*) vztahuje celkovou délku okraje na plochu sledovaného území (Hargis a kol. 1998).

Stupeň kontrastu mezi ploškou a jejím okolím (*Edge Contrast*) rovněž ovlivňuje množství ekologických procesů. Vysoký kontrast na okraji fragmentu, například u zbytku lesa obklopeného městskou zástavbou, podporuje dopady změněných podmínek v okrajových částech plošky (Leitão a kol. 2006). Baskent a Jordan (1995) potvrdili, že s rostoucím kontrastem mezi fragmentem a okolní krajinou roste i vzdálenost od okraje lesa směrem do středu, ve které se ještě uplatňuje okrajový efekt. Mezi některé obecné ekologické implikace kontrastu fragmentu a přilehlého biotopu patří: větší rozmanitost rostlinných druhů na okrajích s vysokým kontrastem, ale možné bránění pohybu živočichů a šíření semen rostlin; okraje se středním stupněm kontrastu bývají pro člověka vizuálně a esteticky nejpříjemnější; málo kontrastní okraje umožňují větší pohyb rostlin a

živočichů a tím snižují separaci jednotlivých populací, na druhou stranu mohou postrádat efektivní bariéru proti katastrofálním disturbancím typu požáru nebo přemnožení škůdců (Leitão a kol. 2006).

Obvykle se kontrast okraje počítá jako podíl sumy délek jednotlivých segmentů okraje násobených odpovídající, předem danou váhou kontrastu na celkové délce obvodu. *Edge Contrast* se udává v procentech a hodnota indexu 10 % říká, že fragment obklopuje málo kontrastní prostředí, naopak ploška s hodnotou 90 % sousedí s výrazně odlišným typem krajinného pokryvu (McGarigal a Marks 1995). Při užívání této metriky je potřeba dobře rozumět specifickým ekologickým, geografickým či sociálním faktorům či procesům, které nás při konkrétním výzkumu zajímají, k tomu, aby nastavené váhy kontrastu dvou prostředí odpovídaly dané potřebě a tedy aby aplikace metriky byla smysluplná (Leitão a kol. 2006). Z tohoto důvodu může být výpočet kontrastu okraje jednak časově náročný, ale především v některých případech dostupná vědecká data nepostačují k posouzení vlivu jednotlivých typů prostředí a nedovolují tak stanovit podložené kontrastní váhy (Betts 2000). Metrika kontrastu okraje nemůže být zaměňována za kvantifikaci okrajového efektu, jen indikuje, kde k němu může dojít a jaká bude pravděpodobně jeho intenzita. Dalším limitem jejího užití je silná závislost vnímání kontrastu na konkrétním druhu organismu či procesu, takže samotný ukazatel nemůže poskytnout obecnou informaci o uspořádání krajiny (Leitão a kol. 2006).

### **Vnitřní prostředí (*Core Area*)**

Vnitřní prostředí je definováno jako prostor uvnitř fragmentu o určité vzdálenosti od okraje. Většina indikátorů velikosti, počtu a hustoty plošek má odpovídající ekvivalenty pro vnitřní prostředí, které vzniknou odečtením okrajů daných specifickou šířkou. Vypočítává se tedy velikost vnitřního prostředí (*Core Area*), počet vnitřních prostředí (*Number of Core Areas*) a hustota vnitřního prostředí (*Core Area Density*). Indexy vnitřního prostředí v sobě spojují vliv velikosti plošky, jejího tvaru i okrajového efektu, takže ačkoli samy o sobě popisují krajinnou skladbu, promítá se do nich i prostorové uspořádání krajiny. Proto jsou velmi vhodné pro hodnocení fragmentace. Na druhou stranu samotný údaj o tom, že zkoumaná krajina obsahuje málo vnitřního prostředí určitého biotopu, nedovoluje jednoznačně rozhodnout, zda se jedná o krajinu s celkovou malou plochou tohoto biotopu nebo s velkým množstvím biotopu silně fragmentovaným do malých plošek (McGarigal a Marks 1995).

Význam metrik vnitřního prostředí opět souvisí především s okrajovým efektem (McGarigal a Marks 1995). Pro některé druhy se k predikci kvality stanoviště míry vnitřního prostředí ukázaly jako mnohem vhodnější než obecné charakteristiky velikosti plošek (Temple 1986), protože i plošně rozsáhlý fragment nemusí vlivem svého tvaru obsahovat dostatek vnitřního prostředí pro zachování populace daného druhu.

Vypovídající užití metrik vnitřního prostředí závisí na nastavení šířky okraje, které musí být relevantní studovanému fenoménu. V řadě případů však neexistuje empirické ověření pro určení této šířky, takže musí být zadána víceméně nahodile. Při nízkém rozlišení dat dále mohou míry vnitřního prostředí prakticky splývat s mírami celých fragmentů (McGarigal a Marks 1995).

### **Nejbližší soused (Nearest Neighbor) a index proximity (Proximity Index)**

Metriky nejbližšího souseda se používají ke kvantifikaci uspořádání krajiny. Nejčastějším cílem je posoudit, do jaké míry jsou fragmenty v krajině navzájem izolované. Vzdálenost nejbližšího souseda se definuje jako délka od okraje dané plošky k okraji nejbližší plošky stejného typu (McGarigal a Marks 1995). Průměrná vzdálenost nejbližšího souseda (*Mean Nearest Neighbor*) pak podává informaci o vzdálenostech mezi ploškami na celém sledovaném území. Stejně jako jiné ukazatele průměru, má však významná omezení – krajina se shlukem fragmentů v jedné části může vykazovat stejnou hodnotu průměrné vzdálenosti nejbližšího souseda jako krajina s nerovnoměrně rozmístěnými fragmenty; tento problém lze do jisté míry vyřešit doplněním indexu o směrodatnou odchylku (Hargis a kol. 1998).

Průměrnou vzdálenost nejbližšího souseda lze využít při posuzování možnosti pohybu různých druhů skrz fragmentovanou krajinu, konkrétně zda fragmenty leží natolik blízko u sebe, že umožňují interakci organismů – kolonizaci, rozptyl, migraci, rozmnožování (Betts 2000). Vzdálenosti mezi ploškami jsou ústředním tématem teorie ostrovní biogeografie i teorie metapopulací. Výsledky studií modelujících druhovou interakci v prostorově oddělených populacích potvrzují, že dynamika lokálních rostlinných i živočišných populací je ovlivněna blízkostí jiných subpopulací stejného nebo konkurenčního druhu (Kareiva 1990). Někteří autoři vysvětlují izolovanost plošek, jež je částečně funkcí jejich vzdálenosti, menší ptačí populace a nižší diverzitu jejich druhů ve fragmentovaném prostředí (např. Hayden a kol. 1985).

Metoda nejbližšího souseda počítá se vzdáleností mezi fragmenty na pomyslné přímce, ale ve skutečném území mohou figurovat i další faktory, které otázku vzájemné izolovanosti fragmentů komplikují. Zbytkovou lesní plošku oddělenou dálnicí může charakterizovat stejná vzdálenost k nejbližší jiné plošce jako tu, která s dálnicí nesousedí, ale skutečný stupeň izolovanosti bude přirozeně odlišný, neboť dálnice pro mnoho druhů představuje nepřekonatelnou bariéru. Stejně tak nejbližší vzdálenost mezi fragmenty nemusí z různých důvodů odpovídat skutečné dráze pohybu organismů. Z těchto důvodů není možné vzdálenost nejbližších sousedů jednoduše zaměňovat s izolovaností (Leitão a kol. 2006).

Jiným ukazatelem izolovanosti fragmentů je tzv. *Proximity Index* (index blízkosti). Tato metrika na rozdíl od vzdálenosti nejbližšího souseda zohledňuje velikost fragmentů (Betts 2000).

Vypočítává se, pro všechny plošky v definovaném rádiu od sledované plošky, jako suma podílů jejich velikostí a vzdáleností od této plošky. Vysokého indexu proximity bude dosahovat fragment, v jehož okolí (daném rádiem) se nalézá více dalších fragmentů nebo plošně větší fragmenty nebo jsou mu blíže (Gustafson a Parker 1994). Rádus okolních fragmentů nastavuje sám výzkumník podle konkrétního studovaného jevu, například jako vzdálenost, na kterou se mohou šířit rostlinné propagule (Leitão a kol. 2006). Jedná se o bezrozměrnou veličinu, takže její užití má význam pouze pro porovnávání mezi ploškami. Hargis a kol. (1998) ji doporučují využívat při malých hustotách fragmentů například při studiu prostorových struktur metapopulací. Ke kvantifikaci relativní izolovanosti lesních fragmentů v Indianě *Proximity Index* použili Spetich a kol. (1997).

Omezení vypovídací hodnoty indexu blízkosti souvisí stejně jako u vzdálenosti nejbližšího souseda s počítáním nejkratší vzdálenosti mezi dvěma fragmenty na přímce, která v reálné krajině zdaleka nemusí hrát klíčovou roli. Je třeba si rovněž uvědomit, že se jedná o veličinu s několika proměnnými – vzdálenost mezi fragmenty, jejich rozloha i počet ovlivňují celkovou hodnotu. Dojde-li tedy ke změně v naměřeném indexu nebo se index liší mezi dvěma oblastmi, musí následovat otázka, který z těchto faktorů se na tom pravděpodobně nejvíce podílí (Leitão a kol. 2006).

### **Metriky diverzity**

Metriky diverzity se používají ke kvantifikaci skladby na úrovni krajiny. Mají dva komponenty: bohatost (*richness*) a pravidelnost (*evenness*). Bohatost vyjadřuje množství různých typů fragmentů v krajině, pravidelnost rozložení plochy mezi typy fragmentů. Mezi nejčastěji používané ukazatele rozmanitosti krajiny patří bohatost plošek (*Patch Richness*) a Shannonův a Simpsonův index diverzity (McGarigal a Marks 1995).

Metrika *Patch Richness* představuje jednoduše počet různých typů vegetačního pokryvu přítomných v krajině. Jedná se o nejjednodušší způsob vyjádření rozmanitosti dané krajiny, který má však významné implikace pro biodiverzitu. Protože každý biotop disponuje unikátními fyzikálními podmínkami, představuje životní prostředí pro odlišnou skladbu rostlinných a živočišných druhů. Bohatost plošek může také ovlivnit disturbanční procesy (Leitão a kol. 2006). V roce 1938 postihl region Nová Anglie v USA hurikán, který zničil obrovské plochy lesa. Jeho účinky byly nejsilnější v oblastech, kterým dominoval jediný typ lesní vegetace (Foster a Boose 1992). Ukazatel bohatosti plošek výrazně závisí na měřítku studované oblasti, rozsáhlejší krajina bude s velkou pravděpodobností obsahovat i více typů biotopů. Rovněž je citlivý na výzkumníkem použitý klasifikační systém krajinného pokryvu. Metrika nepodává žádnou informaci o klíčové charakteristice v krajinné ekologii – velikosti plošek – ani o prostorovém uspořádání krajiny (Leitão a kol. 2006).

Shannonův index diverzity vychází z matematické teorie informací, jeho absolutní hodnota nedává konkrétní význam, užívá se pro relativní porovnávání rozmanitosti dvou krajín nebo pro posouzení vývoje jedné krajiny v čase. Tento ukazatel více zohledňuje bohatost než pravidelnost, takže i plošně málo významné typy pokryvu ho silně ovlivní. Simpsonův index diverzity je naproti tomu mnohem méně citlivý k přítomnosti málo početných druhů. Hodnota Simpsonova indexu udává pravděpodobnost, s jakou dva náhodně vybrané typy pokryvu budou odlišné. To znamená, že čím větší hodnota, tím vyšší diverzita krajiny (McGarigal a Marks 1995).

Používání indexů diverzity v ekologii bylo nicméně mnohokrát kritizováno. Celková druhová rozmanitost nijak nezohledňuje vzácnost nebo potenciální ekologický či socio-ekonomický význam konkrétních druhů organismů (McGarigal a Marks 1995). I krajina s nízkou celkovou biodiverzitou tak může mít díky složení přítomných druhů obrovskou cenu. Tuto kritiku je třeba brát v potaz i při hodnocení krajiny pomocí metrik diverzity. Vysoká rozmanitost krajiny navíc může být způsobena jak přírodními faktory, tak i lidskou činností, což může v ekologické kvalitě prostředí představovat značný rozdíl (Betts 2000).

### **Metriky *Contagion* a *Interspersion***

*Contagion Index* a *Interspersion and Juxtaposition Index* jsou další používané metriky krajinného uspořádání.

*Contagion Index* lze aplikovat pouze na rastrová data na úrovni celé krajiny. Zjednodušeně řečeno, index popisuje, do jaké míry se jednotlivé typy krajinného pokryvu vyskytují ve shlucích. Agregované rozložení biotopů je zde vnímáno jako opak rozptýlení do mnoha malých fragmentů. Shlukování pixelů stejného typu se zjišťuje vyšetřováním sousedících pixelů (Leitão a kol. 2006). Index se vypočítává jako suma dvou pravděpodobností: pravděpodobnosti, s jakou pixel patří do určitého typu krajinného pokryvu  $i$  (ta je rovna podílu zastoupení tohoto typu na celkové rozloze krajiny), a podmíněné pravděpodobnosti, s jakou, jestliže pixel patří do třídy  $i$ , jeden z jeho sousedících pixelů bude patřit do typu krajinného pokryvu  $j$  (Hargis a kol. 1998). Jejich suma vlastně odpovídá pravděpodobnosti, s jakou dva náhodně vybrané sousední pixely budou patřit do tříd krajinného pokryvu  $i$  a  $j$ . Metrika měří jak mozaikovitost krajiny, tedy prokládání navzájem odlišných typů biotopů, tak i rozptýlení fragmentů v krajině. Čím vyšší hodnoty index dosahuje, tím méně je krajina fragmentovaná; oblasti s mnoha malými a rozptýlenými ploškami bude odpovídat nízká hodnota indexu (McGarigal a Marks 1995). *Contagion Index* se tedy jeví jako vhodný způsob jak charakterizovat fragmentovanou krajinu jedinou hodnotou.

*Interspersion and Juxtaposition Index* se oproti předchozímu dá použít u rastrových i u vektorových dat a zakládá se na principu sousedících plošek, ne pixelů. U každého jednotlivého

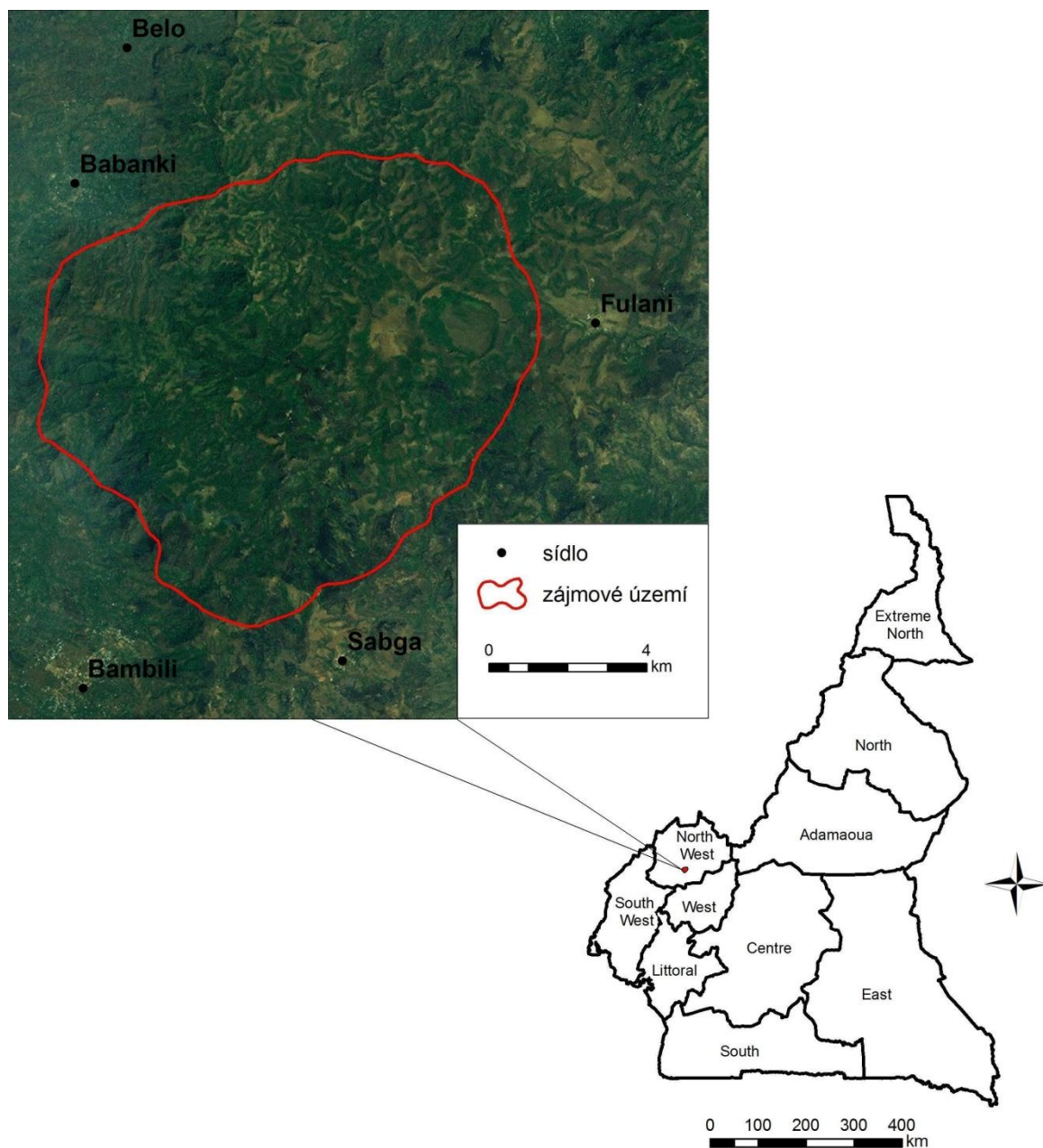


fragmentu je vyšetřováno sousedství se všemi ostatními typy vegetačního pokryvu. Tato metrika vyjadřuje, v jaké míře se typy krajinného pokryvu na daném území střídají; vysoká hodnota naznačuje rovnoměrně navzájem sousedící fragmenty, zatímco nízká odpovídá nepravidelnému rozložení sousedících plošek. Přitom nezáleží na velikosti, počtu a rozptýlení fragmentů – krajina se čtyřmi velkými ploškami odlišného typu a krajina se 100 malými ploškami těchto čtyř typů budou mít stejnou hodnotu indexu, jestliže poměry sousedících plošek budou shodné. Naproti tomu hodnota *Contagion* indexu bude v těchto dvou případech naprosto odlišná. Obecně platí, že čím vyšší *Contagion Index*, tím nižší hodnota *Interspersion and Juxtaposition* indexu, a naopak (McGarigal a Marks 1995).

### 3 Metody a data

#### 3.1 Zájmové území

Kedjom-Keku je tradiční oblast obývaná stejnojmenným kmenem v regionu Mezam v Severozápadní provincii v Kamerunu (obr. 5). Od roku 2003 zde probíhá výzkum vlivu fragmentace



Obr. 5: Poloha zájmové oblasti.

biotopu na ptačí společenstva afromontánních lesů vedený Katedrou ekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy. V pohoří Bamenda Highlands pokrývajícím většinu území Kedjom-Keku byla na konci roku 2008 otevřena česká výzkumná stanice, která slouží biologům z Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, z Univerzity Karlovy i z Botanického ústavu Akademie věd v Třeboni. Bamenda Highlands představují jediné souvislé pohoří v západní Africe, zároveň patří mezi světová centra biodiverzity a jsou domovem pro velké množství endemických rostlin i živočichů. Díky masivnímu odlesňování ze strany zdejších obyvatel dochází k fragmentaci původního horského mlžného lesa do malých plošek, kde přežívají populace vzácných druhů organismů. Z těchto důvodů bylo právě území Kedjom-Keku vybráno pro zhodnocení vývoje fragmentace v předkládané bakalářské práci, jejíž výsledky by měli posloužit při dalším ekologickém bádání v této oblasti.

Hranice studovaného území byly vymezeny podle výskytu významnějších fragmentů mlžného lesa. Téměř všude kromě severní části ohraničení rovněž koresponduje s přítomností urbanizovaných oblastí. Celková plocha území je téměř 93 km<sup>2</sup>.

### **3.1.1 Fyzicko-geografická charakteristika území**

Oblast leží v pohoří Bamenda Highlands, které je tvořeno několika horskými hřebeny v centrální části Kamerunských hor. Pohoří vzniklo vulkanickou činností. V geologickém podkladu dominují felsické (kyselé) lávové horniny s vysokým obsahem oxidu křemičitého, zejména trachyt a ryolit (Kamgang a kol. 2010). Průměrná nadmořská výška studované oblasti dosahuje přibližně 2 200 m n. m. (Hořák a kol. 2010).

Klima je ovlivněno vysokou nadmořskou výškou, takže ačkoli se území nachází v tropickém pásu, průměrná roční teplota se pohybuje jen okolo 21°C (Neba 2010). Oblast je charakteristická jedním obdobím dešťů od dubna do poloviny listopadu s průměrnými srážkami kolem 1 780 – 2 290 mm za rok (Bartoš a kol. 2012). V letních měsících přesahuje relativní vlhkost vzduchu 80 % a často se vyskytuje mlha či nízká oblačnost (Ndenecho 2005). Kamerunské hory tvoří rozvodnici mezi dvěma významnými povodími střední a západní Afriky – povodím řeky Niger a řeky Sanagy. Většina pohoří Bamenda Highlands je odvodňována přítoky řek Menchum River a Katsina-Ala River, které se na území Nigérie vlévají do řeky Benue, levostranného přítoku Nigeru. Malá jihovýchodní část území odvádí vodu přítoky řeky Noun, jež se vlévá do řeky Mbam. Ta následně ústí do Sanagy a spolu s ní pak v Guinejském zálivu do Atlantského oceánu (Molua a Lambi 2006).

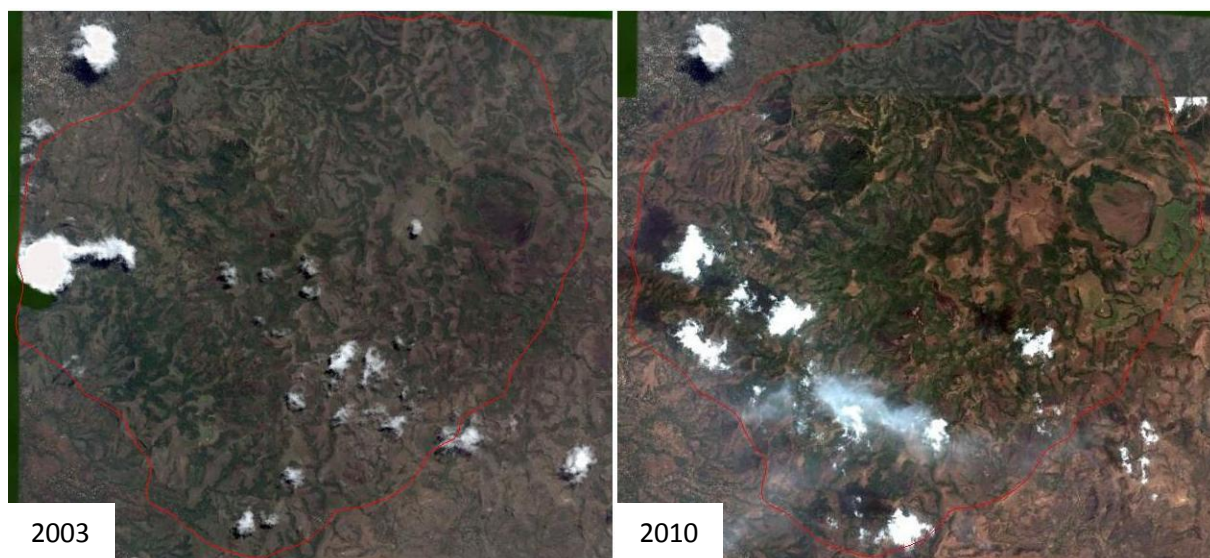


**Obr. 6: Fragmentovaná krajina Kedjom-Keku (foto: Martin Mikeš, 2009).**

Převládajícím půdním typem jsou načervenalé ultisoly na trachytu a bazaltu. Tyto půdy jsou kyselé s poměrně nízkou přirozenou úrodností (Neba 2010). Intenzivní zvětvávání probíhající v tropických oblastech zbavuje půdu velkého množství minerálních živin a špatné zacházení s ní může lehce vést k degradaci (Ndenecho 2005). Klimaxovým vegetačním typem zájmové oblasti je horský mlžný les (Neba 2010). Původní porost je však vlivem lidské činnosti silně fragmentovaný (obr. 6) a dnešní krajinu tvoří složitá mozaika afromontánních lesních plošek, pastvin, mýtin, opuštěných pastvin zarostlých kapradinou hasivkou orličí (*Pteridium aquilinum*), polí a plantáží, suchých křovin, jimž dominuje třezalka (*Hypericum lanceolatum*), liniových křovinatých porostů podél potoků a hájků invazního blahovičníku (*Eucalyptus*, Bartoš a kol. 2012). Fragменты deštného lesa se zachovaly ve větším množství především ve strmých údolích a liniových hájích podél vodních toků (Riegert a kol. 2007). Zdejší horský mlžný les obývá unikátní složení rostlinných i živočišných druhů s velkým množstvím endemitů, zejména mezi ptáky a cévnatými rostlinami (Ndenecho 2005). Vysokou míru endemismu způsobila dlouhodobá izolace jednotlivých horských lesů. V severozápadním Kamerunu se odhaduje přítomnost 150 endemických druhů rostlin, přičemž velké procento z nich tvoří právě druhy horského tropického lesa. Kamerunské hory představují domov pro přibližně šedesát endemických obojživelníků, což je nejvíce na celém africkém kontinentu. V kontrastu s extrémní druhovou rozmanitostí rostlin, ptáků a obojživelníků zde žije relativně málo druhů savců a hmyzu, méně než v sousedících porostech nížinného tropického lesa (Sayer a kol. 1992).

### 3.2 Mapové podklady

Pro zhodnocení současného stavu a vývoje fragmentace horského mlžného lesa v Kedjom-Keku byly použity satelitní snímky aplikace Google Earth, pořízené v letech 2003 a 2010 (obr. 7). Takto krátký časový úsek a pouhé dva zpracovávané roky nedovolují dostatečně posoudit trendy ve změně krajinného pokryvu, nicméně se v současné době jedná o jediné volně přístupné mapové podklady pro tuto oblast s dostatečným rozlišením pro identifikaci lesních plošek. Dalším limitem použitých snímků je pak oblačnost v některých částech, zejména na jihozápadě studovaného území.



Obr. 7: Satelitní snímky území Kedjom-Keku (Google Earth).

### 3.3 Postup zpracování dat

Vektorizace lesních fragmentů byla prováděna přímo v aplikaci Google Earth v přiblížení okolo 3 kilometrů nad zemí. Vzniklou vrstvu lesa ve formátu KML lze v produktu firmy Esri ArcGIS 10 pomocí nástroje *KML to Layer (Conversion Tools – From KML)* převést na shapefile, tak aby se s ní dalo dále v tomto prostředí pracovat. Bylo nutné vyřešit mírné vzájemné posunutí vrstev a odstranit topologické chyby v nich.

Aby bylo možné srovnání fragmentace prostředí v obou vrstvách, jsou změna v rozloze lesa a krajinné metriky počítané v políčkách pravidelné mřížky. Velikost pole sítě přirozeně ovlivní výsledné charakteristiky, v tomto případě byl zvolen čtverec o straně dlouhé 100 metrů. Mapové vrstvy musely být převedeny do Lambertova kuželového zobrazení, aby se v nich daly měřit metrické veličiny.

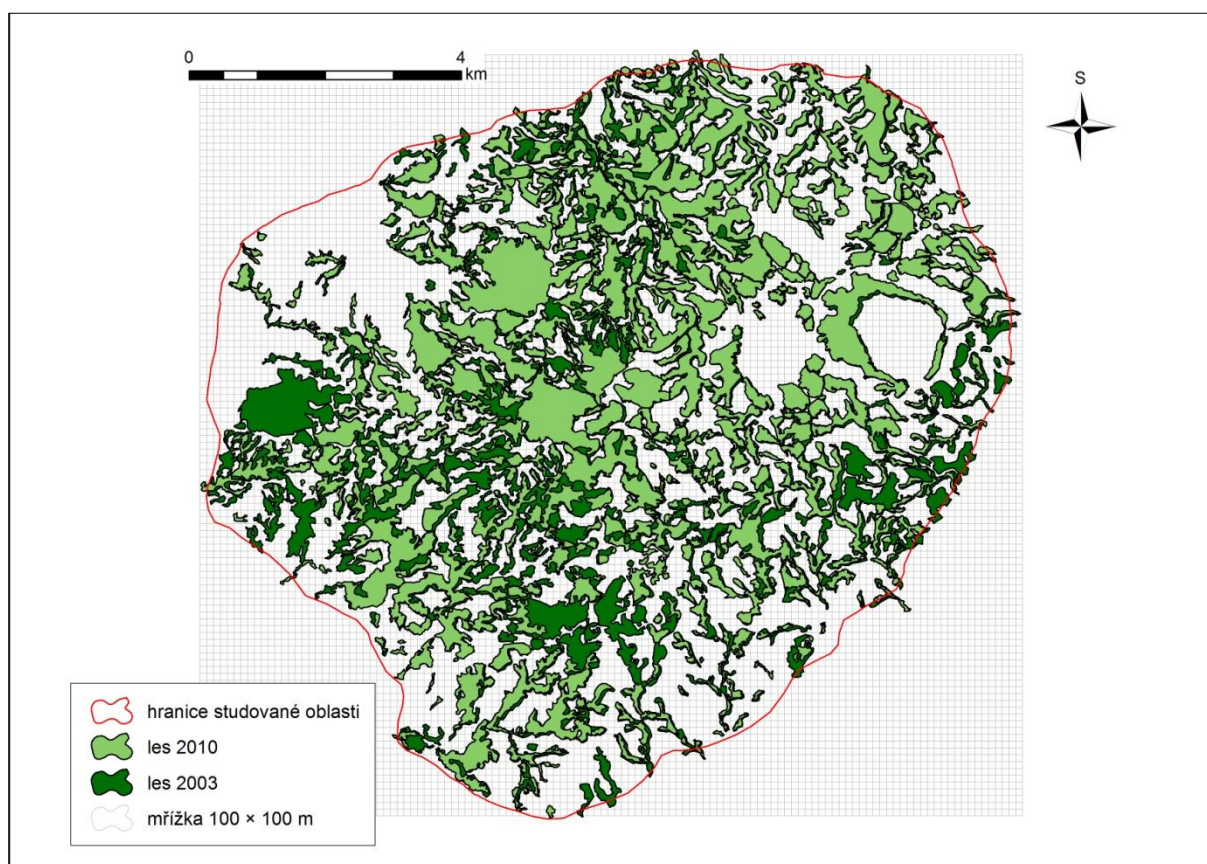
Krajinné metriky byly počítány v extenzi programu ArcGIS Patch Analyst 5.1, která umožňuje prostorovou analýzu krajinných plošek. Lze ji využít při modelaci stanovišť, ochraně biodiverzity či

lesním managementu. V záložce *Spatial Statistics* je šest kategorií krajinných metrik: plocha, metriky hustoty a počtu plošek, metriky okraje, metriky tvaru, metriky diverzity a metriky vnitřního prostředí. Pro potřeby této práce byly použity nejzákladnější metriky počtu a průměrné velikosti plošek a hustoty okraje.



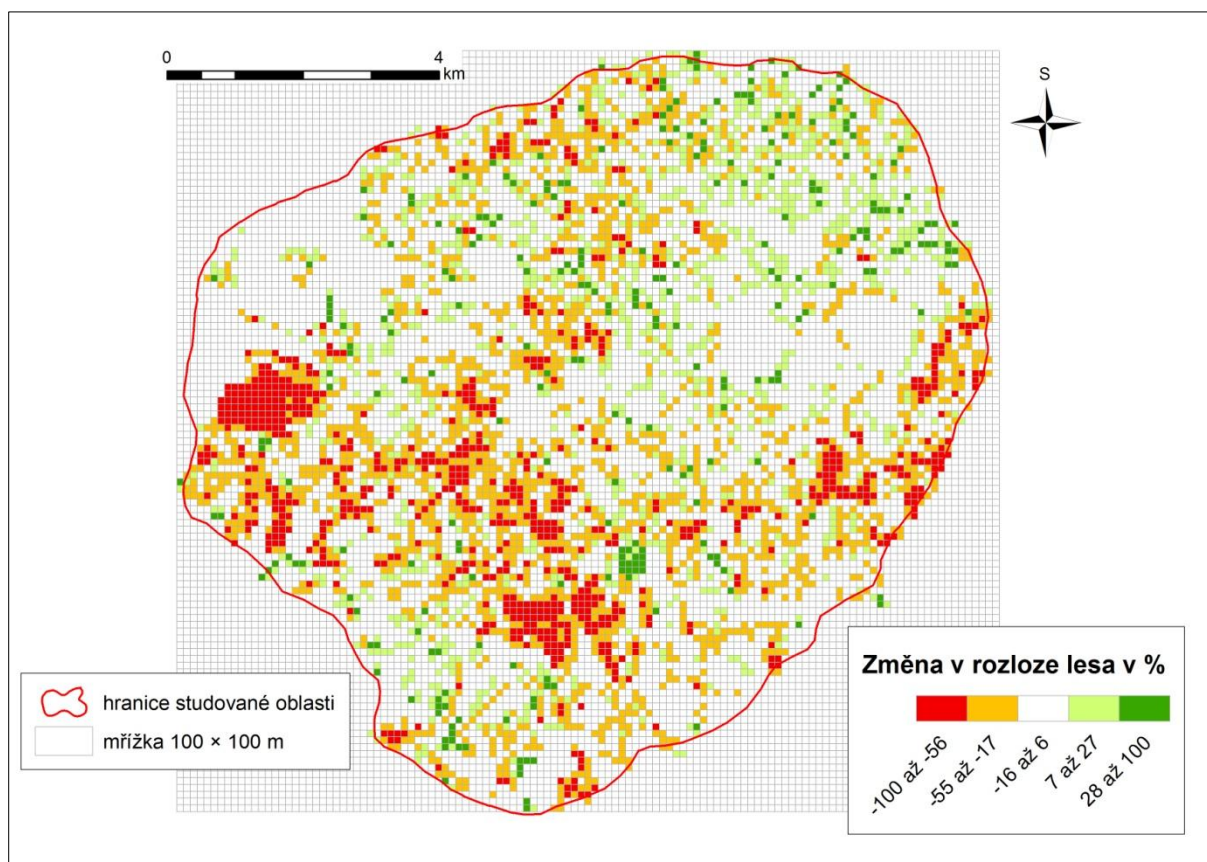
## 4 Výsledky a diskuze

Stav fragmentace lesa v Kedjom-Keku v letech 2003 a 2010 je znázorněn na obr. 8. V centrální části území se nacházejí dvě větší plošky horského mlžného lesa, zbylá krajina je silně fragmentovaná. Hodnocení struktury zdejší krajiny na základě dostupných satelitních snímků poskytovaných Google Earth je však velmi hrubé a poskytuje jen úplně základní informace o fragmentaci tropického lesa. Předkládaná klasifikace například vůbec nic nevypovídá o kvalitě habitatu z pohledu různých druhů organismů, nebo zda se jedná o primární či sekundární les, přičemž tyto charakteristiky hrají v ekologické funkci lesa významnou roli. Na použitých snímcích také často nelze jednoznačně rozlišit les od dalších typů vegetace (například křovisek či rozsáhlých porostů kapradin). Současný stav fragmentace horského mlžného lesa, jak je znázorněn na obr. 8, se ve srovnání s pozorováním v terénu jeví relativně optimističtější. I ve zde souvislých fragmentech lesa se ve skutečnosti vyskytují paseky a mýtiny, které však na fotografiích není možné identifikovat. Z těchto důvodů by bylo potřeba na získané výsledky navázat jak analýzou kvalitnějších satelitních snímků metodami dálkového průzkumu, tak i terénním výzkumem na místě, který by umožnil ověřit vymezené hranice lesa a doplnit informace o jeho ekologické kvalitě.



**Obr. 8: Lesní fragmenty v Kedjom-Keku v letech 2003 a 2010.**

K viditelnému úbytku a zmenšování plošek lesa došlo ve sledovaném období v jižní polovině území (obr. 9). To může být způsobeno blízkostí lidnatých vesnic, odkud jsou farmáři nuceni přesouvat svá pole a pastviny stále výše do hor a vypalovat stávající porosty horského mlžného lesa. Na východním okraji musel les ustoupit polím čajovníku. V severovýchodní části je pak častější pastva dobytka než vypalování lesa a rozšiřování polí. Stáda vypásají bylinné patro, ale vzrostlé stromy zůstanou zachovány, takže deštný les na satelitních snímcích neubývá, naopak na některých místech v posledním desetiletí i přibyl. V pravidelné síti 100 × 100 metrů položené přes stavy lesa v obou letech tvoří průměrný úbytek lesního biotopu v roce 2010 v jednom políčku mřížky přibližně 7,7 %.



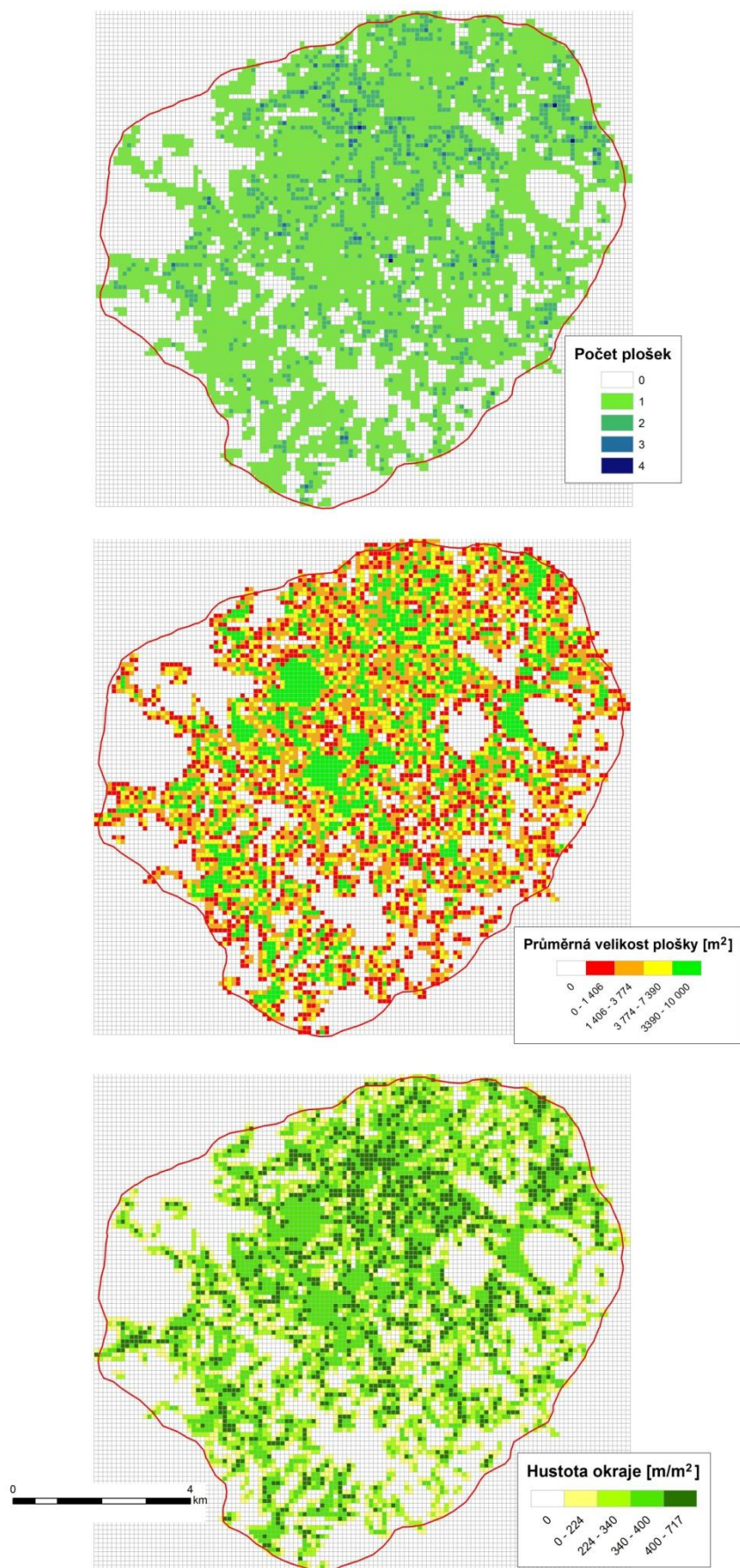
**Obr. 9: Změna rozlohy lesa v Kedjom-Keku mezi lety 2003 a 2010.**

(pozn.: bílá barva v kartogramu zastupuje políčka v mřížce, ve kterých téměř nedošlo ke změně plochy lesa, ale i ta, kde žádný les přítomen není)

Jak je blíže vysvětleno v teoretické části, úbytek plochy lesa indikuje jen jednu část procesu fragmentace krajiny. Proto byly dále pro popis krajinné struktury v Kedjom-Keku vypočítány základní krajinné metriky – počet plošek, velikost plošky a hustota okraje v každém políčku pravidelné sítě 100 × 100 metrů (obr. 10). Vhodnost těchto metrik potvrdili například Imbernon a Branthomme (2001) při srovnávání fragmentace tropického deštného lesa na několika různých místech světa. Počet

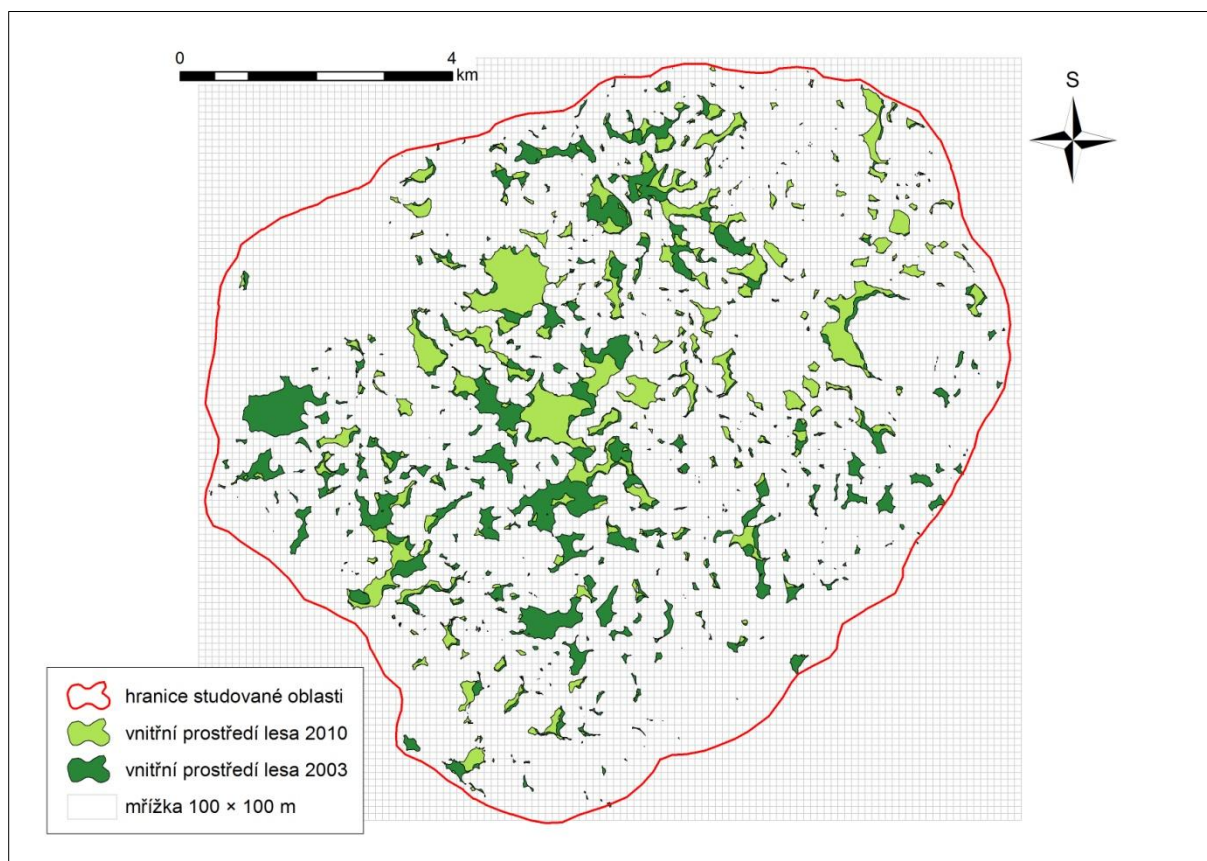


plošek deštného lesa se ve čtvercích pohybuje v rozmezí 0 až 4. Vyšší hodnoty v severní části mohou vyjadřovat větší fragmentaci prostředí, ale i větší blízkost lesních fragmentů. Na mapě znázorňující hodnoty metriky průměrná velikost plošky opět vystupují dva plošně rozsáhlejší lesní celky uprostřed území a také fragment obklopující kráter ve východní části. Hustota okraje odkazuje k okrajovému efektu a opět je vyšší na severu studovaného území, kde zbytkové lesní plošky leží blízko sebe.



Obr. 10: Základní krajinné metriky pro území Kedjom-Keku v roce 2010.

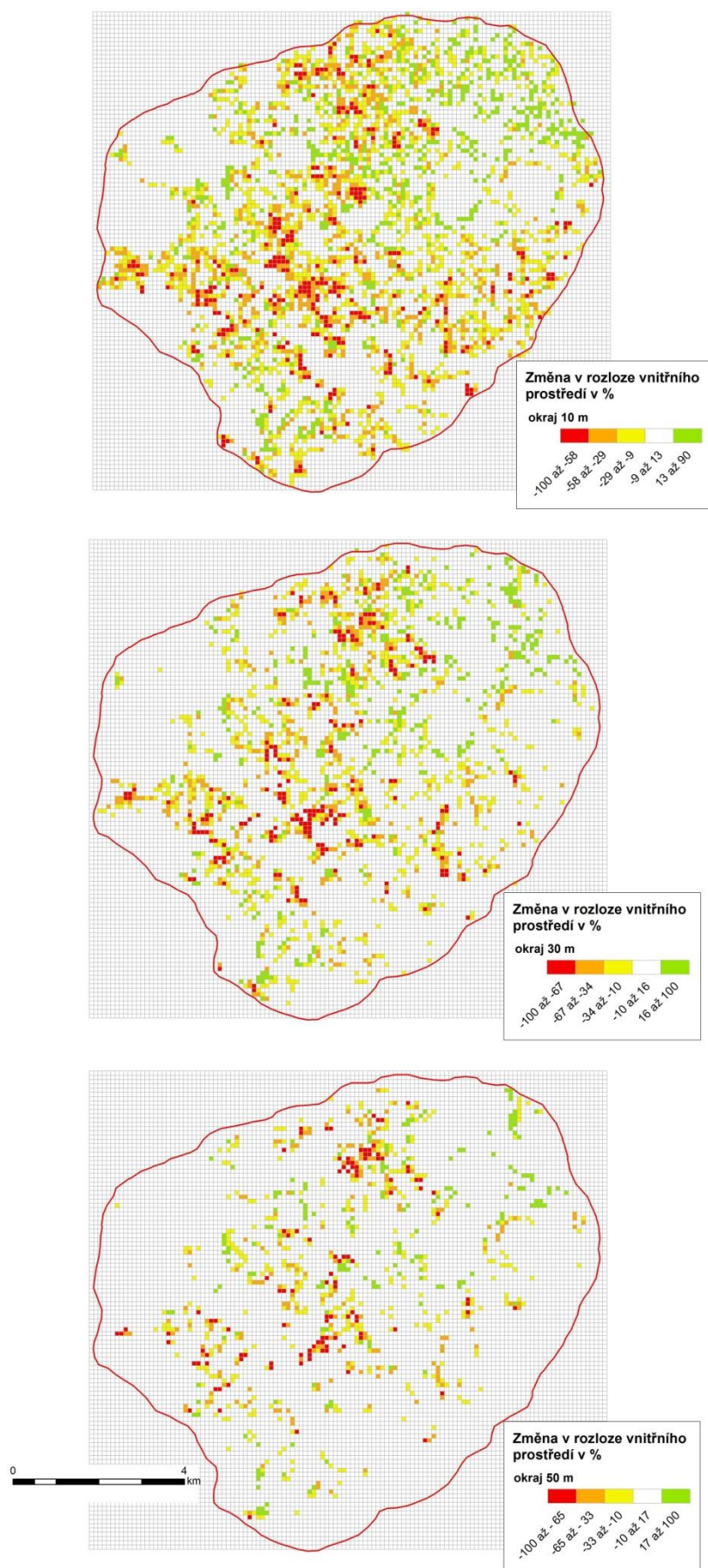
Pro řadu organismů představuje množství vnitřního prostředí lesa jeden z nejdůležitějších faktorů dlouhodobého přežití ve fragmentovaném porostu (Temple 1986). V Kedjom-Keku došlo mezi lety 2003 a 2010 k významnému plošnému úbytku vnitřního prostředí horského mlžného lesa (obr. 11). V současné době zde zbývá jen velice málo rozsáhlejších jádrových oblastí, které nezasahuje okrajový efekt.



**Obr. 11: Vnitřní prostředí lesních fragmentů v Kedjom-Keku v letech 2003 a 2010.** Vnitřní prostředí v tomto případě tvoří ta část fragmentů, která je od okraje vzdálena alespoň 50 metrů.

Změna v rozloze vnitřního prostředí tropického lesa v Kedjom-Keku se přirozeně liší v závislosti na zvolené šířce okraje (obr. 12). Vnitřní prostředí biotopu dané okrajem 10 metrů širokým ubylo za sledované časové období ve velké části území. Na severovýchodě však naopak došlo k regeneraci lesa a případně i spojování fragmentů sekundárním lesním porostem. Podobný vzorec krajinné změny je taktéž patrný, uvažujeme-li šířku okraje 30 metrů. Při pásu okraje širokém 50 metrů vystupují na mapě dvě místa největšího úbytku jádrového prostředí – na severu a ve středu zájmové oblasti.





Obr. 12: Změna rozlohy vnitřního prostředí lesa v Kedjom-Keku mezi lety 2003 a 2010.

Součástí práce mělo být rovněž dotazníkové šetření mezi místními farmáři (příloha 1). Otázky byly zaměřené na způsob, jakým využívají půdu, jejich budoucí plány i to, jak oni sami vnímají postupující fragmentaci zdejšího tropického lesa. Poslední část dotazníku se týkala přístupu ke vzdělání jako jednomu z faktorů, který by mohl pozitivně ovlivnit krajinné změny probíhající v území Kedjom-Keku. Ve studované oblasti se však ukázalo prakticky nemožné získat dostatečný vzorek důvěryhodně vyplněných dotazníků. Podobný sociologický výzkum by mohl přinést cenné výsledky, k tomu je ovšem nutné spolupracovat s některou místní autoritou, která prostředí dobře zná. Problémem byl také nedostatek času.

## 5 Závěr

Fragmentace lesních porostů je proces, který ve vysoké míře probíhá po celém světě a přináší s sebou řadu problémů a otázek. Ztráta původních, ale i sekundárních lesů vede k zániku často unikátních stanovišť různých druhů organismů, které se tak ocitají v nebezpečí populačního úbytku či přímo vyhynutí. Na druhou stranu fragmentace do určité míry a na určitém prostorovém měřítku způsobuje nárůst heterogenity krajiny a přispívá tak k větší druhové rozmanitosti. Zvláštní pozornost si jistě zaslouhuje fragmentace tropických deštných lesů jako druhově nejbohatšího ekosystému, který rovněž představuje zdroj surovin a obživy pro velkou část lidské populace. Vysoký přirozený přírůstek obyvatel, ekonomická závislost na exportu zemědělských plodin a slabé národní vlády v mnoha tropických zemích způsobují vysoké tempo fragmentace zbývajících lesů. Nejhorší situace je v Africe.

V Kedjom-Keku způsobuje zemědělská činnost místních farmářů a nekontrolované šíření jimi zakládaných požárů masivní fragmentaci horského mlžného lesa, který je unikátní svým druhovým složením rostlin i živočichů a velkým množstvím endemitů, zejména mezi rostlinami, ptáky a obojživelníky. Postupující fragmentaci lesa potvrdila analýza satelitních snímků, přestože dostupné fotografie byly pořízené s odstupem pouhých sedmi let. K největšímu úbytku horského tropického lesa došlo v blízkosti lidnatých vesnic v jižní polovině studovaného území, nejmenší negativní změna, případně dokonce přírůstek lesa proběhly na severovýchodě. Tyto rozdíly mohou být způsobeny odlišným charakterem využívání půdy pro zemědělské účely. Otázka příčin lokálních odlišností ve vývoji fragmentované krajiny Kedjom-Keku však vyžaduje důkladné kvalitativní šetření mezi tamějšími farmáři, které bohužel nebylo možné v rámci bakalářské práce uskutečnit.

Současný stav fragmentů horského mlžného lesa byl hodnocen použitím základních krajinných metrik. Ve studovaném území zbývají tři relativně rozsáhlejší plošky lesa, jinak je krajina silně fragmentována. Tato struktura se ještě více projeví při vizualizaci vnitřního prostředí lesa bez okraje, který se vyznačuje změněnými fyzikálními i biologickými podmínkami a může tak představovat podstatně odlišný habitat.

Práce potvrdila základní trendy procesu krajinné přeměny v Kedjom-Keku, zároveň však během ní vyvstala určitá omezení použitých metod a zejména dat. Pro přesnější zhodnocení fragmentace území, které by na předkládanou analýzu mohlo navázat, budou potřeba kvalitnější satelitní snímky a následně i ověření správné klasifikace lesa v terénu. K posouzení vývoje horského tropického lesa by se pak hodily snímky pokrývající delší časové období, tak aby se neprojevovaly náhodné krátkodobé výkyvy a výsledky by poskytly dlouhodobý obraz krajinných změn v této části Kamerunu.

## Seznam použité literatury

- ANDRÉN, H. (1994): Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, vol. 71, issue 3, p. 355 – 366.
- AWA, T.; DZIKOUK, G.; NORRIS, K. (2009): Breeding distribution and population decline of globally threatened Grey-necked Picathartes *Picathartes oreas* in Mbam Minkom Mountain Forest, southern Cameroon. *Bird Conservation International*, vol. 19, issue 3, p. 254 – 264.
- BAEZ, S.; BALSLEV, H. (2007): Edge effects on palm diversity in rain forest fragments in western Ecuador. *Biodiversity and Conservation*, vol. 16, issue 7, p. 2201 – 2211.
- BARTOŠ, M.; JANEČEK, S.; PADYŠÁKOVÁ, E.; PATÁČOVÁ, E.; ALTMAN, J.; PEŠATA, M.; KANTOROVÁ, J.; TROPEK, R. (2012): Nectar properties of the sunbird-pollinated plant *Impatiens sakeriana*: a comparison with six other co-flowering species. *South African Journal of Botany*, vol. 78, p. 63 – 74.
- BASKENT, E. Z.; JORDAN, G. A. (1995): Characterizing spatial structure of forest landscapes. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 25, issue 11, p. 1830 – 1849.
- BETTS, M. (2000): In Search of Ecological Relevancy: A Review of Landscape Fragmentation Metrics and Their Application for the Fundy Model Forest. Fredericton: University of New Brunswick, 38 p.
- BIERREGAARD, R. O.; LOVEJOY, T. E.; KAPOV, V.; AUGUSTO DOS SANTOS, A.; HUTCHINGS, R. W. (1992): The biological dynamics of tropical rainforest fragments. *BioScience*, vol. 42, issue 11, p. 859 – 866.
- BOGAERT, J.; VAN HECKE, P.; SALVADOR-VAN EYSENRODE, D.; IMPENS, I. (2000): Landscape fragmentation assessment using a single measure. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 28, issue 4, p. 875 – 881.
- BONNEAUD, C.; SEPIL, I.; MILA, B.; BUERMANN, W.; POLLINGER, J.; SEHGAL, R. N. M.; VALKIUNAS, G.; IEZHOVA, T. A.; SAATCHI, S.; SMITH, T. B. (2009): The prevalence of avian Plasmodium is higher in undisturbed tropical forests of Cameroon. *Journal of Tropical Ecology*, vol. 25, p. 439 – 447.
- BROWN, K. S.; HUTCHINGS, R. W. (1997): Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. *Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities*. Chicago: University of Chicago Press, p. 91 – 110.
- BUTLER, B. J.; SWENSON, J. J.; ALIG, R. J. (2004): Forest fragmentation in the Pacific Northwest: quantification and correlations. *Forest Ecology and Management*, vol. 189, issue 1 – 3, p. 363 – 373.
- CARVALHO, K. S.; VASCONCELOS, H. L. (1999): Forest fragmentation in central Amazonia and its effects on litter-dwelling ants. *Biological Conservation*, vol. 91, issue 2 – 3, p. 151 – 157.
- COLLINGE, S. K. (1996): Ecological consequences of habitat fragmentation: implications for landscape architecture and planning. *Landscape and Urban Planning*, vol. 36, issue 1, p. 59 – 77.
- COOPER, D. S.; FRANCIS, Ch. M. (1998): Nest predation in a Malaysian lowland rain forest. *Biological Conservation*, vol. 85, issue 1 – 2, p. 199 – 202.

DAVIDSON, C. (1998): Issues in measuring landscape fragmentation. *Wildlife Society Bulletin*, vol. 26, issue 1, p. 32 -37.

DEBINSKI, D. M. (2006): Forest fragmentation and matrix effects: the matrix does matter. *Journal of Biogeography*, vol. 33, issue 10, p. 1791 – 1792.

DEBINSKI, D. M.; HOLT, R. D. (2000): A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, vol. 14, issue 2, p. 342 – 355.

DI GIULIO, M.; HOLDEREGGER, R.; TOBIAS, S. (2009): Effects of habitat and landscape fragmentation on humans and biodiversity in densely populated landscapes. *Journal of Environmental Management*, vol. 90, issue 10, p. 2959 – 2968.

DRISCOLL, D. A.; KIRKPATRICK, J. B.; MCQUILLAN, P. B.; BONHAM, K. J. (2010): Classic metapopulations are rare among common beetle species from a naturally fragmented landscape. *Journal of Animal Ecology*, vol. 79, issue 1, p. 294 – 303.

FAHRIG, L. (2003): Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 34, p. 487 – 515.

FLOREN, A.; MULLER, T.; DEELEMANN-REINHOLD, C.; LINSSENMAIR, K. E. (2011): Effects of forest fragmentation on canopy spider communities in SE Asian rain forests. *Ecotropica*, vol. 17, issue 1, p. 15 -26.

FORMAN, R. T. T. (1995): *Land Mosaics: the Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge: Cambridge University Press, 633 p. ISBN 0-521-47462-0.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. (1993): *Krajinná ekologie*. Praha: Academia, 583 s. ISBN 80-200-0464-5.

FOSTER, D. R.; BOOSE, E. R. (1992): Patterns of forest damage resulting from catastrophic wind in central New England, USA. *Journal of Ecology*, vol. 80, issue 1, p. 79 – 98.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURANCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; BORGES, S. (1999): Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. *Biological Conservation*, vol. 91, issue 2 – 3, p. 223 – 229.

GASCON, C.; WILLIAMSON, G. B.; DA FONSECA, G. A. B. (2000): Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, vol. 288, issue 5470, p. 1356 – 1358.

GERLACH, G.; MUSOLF, K. (2000): Fragmentation of landscapes as a cause for genetic subdivision in bank voles. *Conservation Biology*, vol. 14, issue 4, p. 1066 – 1074.

GIAMBELLUCA, T. W.; ZIEGLER, A. D.; NULLET, M. A.; TRUONG, D. M.; TRAN, L. T. (2003): Transpiration in a small tropical forest patch. *Agricultural and Forest Meteorology*, vol. 117, issue 1 – 2, p. 1 – 22.

GUO, X. P.; BLACK, J. (2000): Traffic flow causing severance on urban street. *Traffic and Transportation Studies*, p. 628 – 635.



- GUSTAFSON, E. J. (1998): Quantifying landscape spatial pattern: what is the state of the art? *Ecosystems*, vol. 1, issue 2, p. 143 – 156.
- GUSTAFSON, E. J.; PARKER, G. R. (1994): Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, vol. 29, issue 2 – 3, p. 117 – 130.
- HANSKI, I. (1998): Metapopulation dynamics. *Nature*, vol. 396, issue 6706, p. 41 – 49.
- HANSKI, I.; GILPIN, M. (1991): Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society*, vol. 42, issue 1 – 2, p. 3 – 16.
- HANSKI, I. K.; FENSKE, T. J.; NIEMI, G. J. (1996): Lack of edge effect in nesting success of breeding birds in managed forest landscapes. *The Auk*, vol. 113, issue 3, p. 578 – 585.
- HAILA, Y. (2002): A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications*, vol. 12, issue 2, p. 321 – 334.
- HARDT, R. A.; FORMAN, R. T. T. (1989): Boundary form effects on woody colonization of reclaimed surface mines. *Ecology*, vol. 70, issue 5, p. 1252 – 1260.
- HARGIS, Ch. D.; BISSONETTE, J. A.; DAVID, J. L. (1998): The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology*, vol. 13, issue 3, p. 167 – 186.
- HARRIS, L. D. (1984): *The Fragmented Forest: Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity*. Chicago: The University of Chicago Press, 211 p.
- HAYDEN, T. J.; FAABORG, J.; CLAWSON, R. L. (1985): Estimates of minimum area requirements for Missouri forest birds. *Transactions of the Missouri Academy of Science*, vol. 19, p. 11 – 22.
- HILL, J. L.; CURRAN, P. J. (2001): Species composition in fragmented forests: conservation implication of changing forest area. *Applied Geography*, vol. 21, issue 2, p. 157 – 174.
- HILL, J. L.; CURRAN, P. J. (2003): Area, shape and isolation of tropical forest fragments: effects on tree species diversity and implications for conservation. *Journal of Biogeography*, vol. 30, issue 9, p. 1391 – 1403.
- HITCHINGS, S. P.; BEEBEE, T. J. C. (1997): Genetic substructuring as a result of barriers to gene flow in urban *Rana temporaria* (common frog) populations: implications for biodiversity conservation. *Heredity*, vol. 79, p. 117 – 127.
- HITCHINGS, S. P.; BEEBEE, T. J. C. (1998): Loss of genetic diversity and fitness in common toad (*Bufo bufo*) populations isolated by inimical habitat. *Journal of Evolutionary Biology*, vol. 11, issue 3, p. 269 – 283.
- HOBBS, R. J. (1993): Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western-Australian wheat-belt. *Biological Conservation*, vol. 64, issue 3, p. 193 – 201.
- HOŘÁK, D.; SEDLÁČEK, O.; REIF, J.; RIEGERT, J.; PEŠATA, M. (2010): When savannah encroaches on the forest: thresholds in bird-habitat associations in the Bamenda Highlands, Cameroon. *African Journal of Ecology*, vol. 48, issue 3, p. 822 – 827.

- CHALFOUN, A. D.; THOMPSON, F. R.; RATNASWAMY, M. J. (2002): Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology*, vol. 16, issue 2, p. 306 – 318.
- IMBERNON, J.; BRANTHOMME, A. (2001): Characterization of landscape patterns of deforestation in tropical rain forests. *International Journal of Remote Sensing*, vol. 22, issue 9, p. 1753 – 1765.
- INNOCENT, N. M.; DIEUDONNE, B. (2012): From land cover to landscape structure: change and fragmentation analysis in Korup National Park, Cameroon. *Journal of Geography and Geology*, vol. 4, issue 1, p. 103 – 117.
- JAEGER, J. A. G. (2000): Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, vol. 15, issue 2, p. 115 – 130.
- JAEGER, J. A. G.; BOWMAN, J.; BRENNAN, J.; FAHRIG, L.; BERT, D.; BOUCHARD, J.; CHARBONNEAU, N.; FRANK, K.; GRUBER, B.; VON TOSCHANOWITZ, K. T. (2005): Predicting when animal populations are at risk from roads: an interactive model of road avoidance behavior. *Ecological Modelling*, vol. 185, issue 2 – 4, p. 329 – 348.
- JAMES, E.; MILLINGTON, A.; TOMLINSON, P. (2005): Understanding Community Severance I: Views of Practitioners and Communities. London: Department for Transport.
- JOKIMAKI, J.; HUHTA, E. (2000): Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *Condor*, vol. 102, issue 4, p. 838 – 847.
- KAHN, P. H. (2002): Children's affiliations with nature: structure, development, and the problem of environmental generational amnesia. In KAHN, P. H.; KELLERT, S. R. *Children and Nature: Psychological, Sociocultural, and Evolutionary Investigations*. Massachusetts: Massachusetts Institute of Technology, p. 92 – 115.
- KAMGANG, P.; NJONFANG, E.; NONO, A.; DEDZO, M. G.; TCHOUA, F. M. (2010): Petrogenesis of a silicic magma system: geochemical evidence from Bamenda Mountains, NW Cameroon, Cameroon Volcanic Line. *Journal of African Earth Sciences*, vol. 58, issue 2, p. 285 – 304.
- KAPLAN, R. (2001): The nature of the view from home – psychological benefits. *Environment and Behavior*, vol. 33, issue 4, p. 507 – 542.
- KAREIVA, P. (1990): Population dynamics in spatially complex environments: theory and data. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B*, vol. 330, issue 1257, p. 175 – 190.
- KELLER, I.; LARGIADER, C. R. (2003): Recent habitat fragmentation caused by major roads leads to reduction of gene flow and loss of genetic variability in ground beetles. *Proceedings of the Royal Society of London B*, vol. 270, issue 1513, p. 417 – 423.
- KRAUSS, J.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. (2003): Local species immigration, extinction, and turnover of butterflies in relation to habitat area and habitat isolation. *Oecologia*, vol. 137, issue 4, p. 591 – 602.
- LAURANCE, W. F. (1999a): Introduction and synthesis. *Biological Conservation*, vol. 91, issues 2 – 3, p. 101 – 107.

- LAURANCE, W. F. (1999b): Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*, vol. 91, issues 2 – 3, p. 109 – 117.
- LAURANCE, W. F. (2008): Theory meets reality: how habitat fragmentation research has transcended island biogeographic theory. *Biological Conservation*, vol. 141, issue 7, p. 1731 – 1744.
- LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (1997): Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities. Chicago: University of Chicago Press, 617 p. ISBN 0-226-46899-2.
- LAURANCE, W. F.; FERREIRA, L. V.; RANKIN-DE MERONA, J. M.; LAURANCE, S. G. (1998): Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. *Ecology*, vol. 79, issue 6, p. 2032 – 2040.
- LAURANCE, W. F.; WILLIAMSON, G. B. (2001): Positive feedbacks among forest fragmentation, drought, and climate change in the Amazon. *Conservation Biology*, vol. 15, issue 6, p. 1529 – 1535.
- LEAL, I. R.; FILGUEIRAS, B. K. C.; GOMES, J. P.; IANNUZZI, L.; ANDERSEN, A. N. (2012): Effects of habitat fragmentation on ant richness and functional composition in Brazilian Atlantic forest. *Biodiversity and Conservation*, vol. 21, issue 7, p. 1687 – 1701.
- LEHMKUHL, J. F.; RUGGIERO, L. F. (1991): Forest fragmentation in the Pacific Northwest and its potential effects on wildlife. *Wildlife and Vegetation of Unmanaged Douglas-fir Forests*, vol. 285, p. 35 – 46.
- LEITÃO, A. B.; MILLER, J.; AHERN, J.; MCGARIGAL, K. (2006): Measuring Landscapes: A Planner's Handbook. Washington, DC: Island Press, 272 p.
- LEOPOLD, A. (1933): Game Management. New York: Scribner, 520 p. ISBN 0-299-10774-4.
- LEVINS, R. (1969): Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the ESA*, vol. 15, issue 3, p. 237 – 240.
- LI, H.; REYNOLDS, J. F. (1993): A new contagion index to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, vol. 8, issue 3, p. 155 – 162.
- LINDENMAYER, D. B.; FISCHER, J. (2006): Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis. Washington, DC: Island Press, 329 p. ISBN 1-59726-020-7.
- LOMOLINO, M. V.; PERAULT, D. R. (2008): Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rain forest. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 10, issue 2, p. 113 – 132.
- LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; RYLANDS, A. B.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; POWEL, A. H.; POWEL, G. V. N. et al. (1986): Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In SOULE, M. E. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sunderland: Sinauer Associates, p. 257 – 285.
- MACARTHUR, R. H.; WILSON, E. O. (1967): The Theory of Island Biogeography. Princeton: Princeton University Press, 205 p. ISBN 0-691-08836-5.

- MAGURA, T. (2002): Carabids and forest edge: spatial pattern and edge effect. *Forest Ecology and Management*, vol. 157, issues 1 – 3, p. 23 – 37.
- MANU, S.; PEACH, W.; CRESSWELL, W. (2007): The effects of edge, fragment size and degree of isolation on avian species richness in highly fragmented forest in West Africa. *IBIS*, vol. 149, issue 2, p. 287 – 297.
- MATSUOKA, R. H.; KAPLAN, R. (2008): People needs in the urban landscape: Analysis of *Landscape and Urban Planning* contributions. *Landscape and Urban Planning*, vol. 84, issue 1, p. 7 -19.
- MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. (1995): FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. Portland: U. S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 122 p.
- MERTENS, B.; LAMBIN, E. F. (2000): Land-cover-change trajectories in southern Cameroon. *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 90, issue 3, p. 467 – 494.
- MOILANEN, A.; SMITH, A. T.; HANSKI, I. (1998): Long-term dynamics in a metapopulation of the American pika. *American Naturalist*, vol. 152, issue 4, p. 530 – 542.
- MOLUA, E. L.; LAMBI, C. M. (2006): Climate, Hydrology and Water Resources in Cameroon. Pretoria: The Centre for Environmental Economics and Policy in Africa, University of Pretoria, p. 37.
- MURPHY, D. D.; FREAS, K. E.; WEISS, S. B. (1990): An environment-metapopulation approach to population viability analysis for threatened invertebrate. *Conservation Biology*, vol. 4, issue 1, p. 41 – 51.
- MYERS, N. (1988): Tropical forests and their species. In WILSON, E. O.; PETER, F. M. *Biodiversity*. Washington, DC: National Academy Press, p. 28 – 35.
- NDENECHO, E. N. (2005): Savannization of tropical montane cloud forests in the Bamenda Highlands, Cameroon. *Journal of the Cameroon Academy of Sciences*, vol. 5, issue 1, p. 3 – 10.
- NEBA, N. E. (2010): Indigenous trees and shrubs in silvopastoral systems of the Bamenda Highlands of Cameroon. *Global Journal of Human Social Science*, vol. 10, issue 3, p. 56 – 64.
- OLFF, H.; RITCHIE, M. E. (2002): Fragmented nature: consequences for biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, vol. 58, issue 2 – 4, p. 83 – 92.
- LOTU, M. I.; NDANGALASI, H. J.; NYUNDO, B. A. (2012): Effects of forest fragmentation on pollination of *Mesogyne insignis* (*Moraceae*) in Amani Nature Reserve forests, Tanzania. *African Journal of Ecology*, vol. 50, issue 1, p. 109 – 116.
- PIMM, S. L.; RAVEN, P. (2000): Biodiversity: extinction by numbers. *Nature*, vol. 403, p. 843 – 845.
- PRINCE, O. F.; WOINARSKI, J. C. Z.; ROBINSON, D. (1999): Very large area requirements for frugivorous birds in monsoon rainforests of the Northern Territory, Australia. *Biological Conservation*, vol. 91, issue 2 – 3, p. 169 – 180.
- REH, W.; SEITZ, A. (1990): The influence of land use on the genetic structure of populations of the common frog *Rana temporaria*. *Biological Conservation*, vol. 54, issue 3, p. 239 – 249.

RIEGERT, J.; SEDLÁČEK, O.; HUTTERER, R. (2008): Diet of sympatric African grass owl (*Tyto capensis*) and spotted eagle owl (*Bubo africanus*) in the Bamenda Highlands, NW Cameroon. *African Journal of Ecology*, vol. 46, issue 3, p. 428 – 431.

RUDEL, T.; ROPER, J. (1997): Forest fragmentation in the humid tropics: a cross-national analysis. *Singapore Journal of Tropical Geography*, vol. 18, issue 1, p. 99 – 109.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. (1991): Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, vol. 5, issue 1, p. 18 – 32.

SAYER, J. A.; HARCOURT, C. S.; COLLINS, N. M. (1992): *The Conservation Atlas of Tropical Forests: Africa*. Basingstoke: Macmillan Publishers, 296 p. ISBN 0-333-57757-4.

SCHELHAS, J.; GREENBERG, R. (1996): *Forest Patches in Tropical Landscapes*. Washington, DC: Island Press, 429 p.

SIZER, N.; TANNER, E. V. J. (1999): Responses of woody plant seedlings to edge formation in a lowland tropical rainforest, Amazonia. *Biological Conservation*, vol. 91, issue 2 – 3, p. 135 – 142.

SPETICH, M. A.; PARKER, G. R.; GUSTAFSON, E. J. (1997): Spatial and temporal relationships of old-growth and secondary forests in Indiana, USA. *Natural Areas Journal*, vol. 17, issue 2, p. 118 – 130.

*State of the World's Forests 2011* (2011). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 179 p. ISBN 978-92-5-106750-5.

SUNDERLIN, W. D.; NDOYE, O.; BIKIE, H.; LAPORTE, N.; MERTENS, B.; POKAM, J. (2000): Economic crisis, small-scale agriculture, and forest cover change in southern Cameroon. *Environmental Conservation*, vol. 27, issue 3, p. 284 – 290.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. (1999): Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. *Biological Conservation*, vol. 91, issues 2 – 3, p. 119 – 127.

TEMPLE, S. A. (1986): Predicting impacts of habitat fragmentation on forest birds: a comparison of two models. In VERNER, J.; MORRISON, M. L.; RALPH, C. J. *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*. Madison: University of Wisconsin Press, p. 301 – 304. ISBN 0-299-10520-2.

TERBORGH, J. (1992): Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica*, vol. 24, issue 2, p. 283 – 292.

TOLE, L. (2006): Measurement and management of human-induced patterns of forest fragmentation: A case study. *Environmental Management*, vol. 37, issue 6, p. 788 – 801.

VAN DER ZEE, F. F.; WIERTZ, J.; TERBRAAK, C. J. F.; VANAPeldoorn, R. C. (1992): Landscape change as a possible cause of the badger *Meles meles* L. decline in the Netherlands. *Biological Conservation*, vol. 61, issue 1, p. 17 – 22.

VEEN, A. W. L.; HUTJES, R. W. A.; KLAASSEN, W.; KRUIJT, B.; LANKREIJER, H. J. M. (1991): Evaporative conditions across a grass-forest boundary: a comment on the strategy for regionalizing evaporation. *Hydrological Interactions between Atmosphere, Soil and Vegetation*, vol. 204, p. 43 – 52.

WHITCOMB, R. F.; ROBBINS, C. S.; LYNCH, J. F.; WHITCOMB, B. L.; KLIMKIEWICZ, M. K.; BYSTRAK, D. (1981): Effect of forest fragmentation on avifauna of the eastern deciduous forest. In BURGESS, R. L.; SHARPE, D. M. *Forest Island Dynamics in Man-dominated Landscapes*. New York: Springer-Verlag, p. 123 – 205. ISBN 0-387-90584-7.

WALTERT, M.; BOBO, K. S.; SAINGE, N. M.; FERMON, H.; MÜHLENBERG, M. (2005): From forest to farmland: habitat effects on afrotropical forest bird diversity. *Ecological Applications*, vol. 15, issue 4, p. 1351 – 1366.

WICKHAM, J. D.; O'NEILL, R. V.; JONES, K. B. (2000): Forest fragmentation as an economic indicator. *Landscape Ecology*, vol. 15, issue 2, p. 171 – 179.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. (1985): Conservation strategy: The effects of fragmentation on extinction. *The American Naturalist*, vol. 125, issue 6, p. 879 – 887.

World Population Prospects, the 2010 Revision (2011). New York: United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division.

## QUESTIONNAIRE - Kedjom-Keku farmers

1. How many family members do you live with?

adults \_\_\_\_\_ children \_\_\_\_\_

Gender: a) male b) female

Age: \_\_\_\_\_

2. How long have you and your family been living here?

- a) more than two generations      b) 1-2 generations      c) 10 – x years  
d) less than 10 years

3. How did you clear your farmland from forest?

- a) setting the forest on fire      b) cutting the forest      c) other \_\_\_\_\_

4. How much time did it take to convert the land to an open farmland? \_\_\_\_\_

5. Do you plan to clear other parts of the forest in order to gain more farmland?

- a) yes      b) no

why \_\_\_\_\_

6. Do you think that the loss of the forest is a problem?

- a) yes      b) no

why \_\_\_\_\_

7. What causes the continuing forest loss in Kedjom-Keku? \_\_\_\_\_

8. The area of the land you own:

crop fields \_\_\_\_\_ pastures \_\_\_\_\_

9. Which crops do you grow?

- a) rice      b) corn      c) cassava      d) potatoes      e) plantains      f) vegetables

10. Which livestock do you breed + amount?

- a) cattle \_\_\_\_\_ b) goats \_\_\_\_\_ c) pigs \_\_\_\_\_ d) sheep \_\_\_\_\_ e) chickens  
f) other \_\_\_\_\_

11. Will your children go to school as soon as it will be completed?

- a) yes      b) no - why \_\_\_\_\_

12. If your children get the education here, will you support them to study further?

- a) yes      b) no - why \_\_\_\_\_

13. How would the education make their lives better?

- a) better work      b)      c)      d)      e)